

SUELEN CRISTINE DE MORAIS CALADO

**TEIA TRÓFICA DOS MACROINVERTEBRADOS EM DOIS TRECHOS DO
RIO SAMBAQUI, MORRETES - PR**

CURITIBA
2011

SUELEN CRISTINE DE MORAIS CALADO

**TEIA TRÓFICA DOS MACROINVERTEBRADOS EM DOIS TRECHOS DO
RIO SAMBAQUI, MORRETES - PR**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Setor de Ciências Biológicas da Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial para a obtenção do grau de Mestre em Ecologia e Conservação.

Orientadora: Doutora Márcia Santos de Menezes

CURITIBA
2011



PARECER

Os abaixo-assinados, membros da banca examinadora da defesa da dissertação de mestrado, a que se submeteu **Suelen Cristine de Moraes Calado** para fins de adquirir o título de Mestre em Ecologia e Conservação, são de parecer favorável à **APROVAÇÃO** do trabalho de conclusão da candidata.

Secretaria do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação.

Curitiba, 23 de fevereiro de 2011.

BANCA EXAMINADORA:

Profª. Dra. Márcia Santos de Menezes
Orientadora e Presidente

Profª. Dra. Ivana de Freitas Barbola
Membro

Prof. Dr. Mário Antonio Navarro da Silva
Membro

Visto:

Profª. Dra. Lucélia Donatti
Coordenadora do PPG-ECO

AGRADECIMENTOS

Dedico este trabalho inicialmente a Deus, pelas oportunidades concedidas no caminho, pela força que me passa, nas horas difíceis e na paz e calma que me transmite nos momentos bons, sempre me guiando e dando forças para nunca desistir deste trabalho e de todos os meus sonhos. Muito obrigada meu Senhor!

Agradeço à Coordenação do Programa de Apoio a Planos de Reestruturação e Expansão das Universidades Federais (REUNI), pelo apoio financeiro, referente à bolsa concedida no primeiro ano da pós-graduação.

À coordenadora do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Federal do Paraná, Prof^a Lucélia Donatti, por todo apoio fornecido para o desenvolvimento desta dissertação. Assim como da Prof^a Valéria Cunha Muschner, coordenadora do programa no ano de 2009, pela sua grande contribuição e auxílio financeiro em eventos científicos.

A todos os professores da Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Federal do Paraná, pelo comprometimento incansável em nos ensinar e contribuir com nossa formação profissional.

Aos membros da comissão examinadora, pela disponibilidade de tempo dedicada à leitura e análise deste trabalho.

À Professora Dra. Márcia Santos de Menezes, minha orientadora, por toda a confiança depositada em mim, pela paciência, orientação e pelo suporte de conhecimentos acadêmicos que permitiram a realização desta pesquisa.

Ao Professor Dr. José Marcelo Rocha Aranha, pelo apoio ao longo de cinco anos de pesquisas realizadas no laboratório de Ecologia de Rios. Muito obrigada pelo convívio e aprendizado neste período.

À Professora Dra. Ana Tereza pelo incentivo constante durante a graduação, por acreditar sempre no meu trabalho e compartilhar comigo as dificuldades nas análises deste projeto.

Ao Marcelo pela grande contribuição na análise de dados da dissertação, sempre com muita paciência, sua ajuda foi indispensável.

Ao Célio, Fábio, Juju e Thais pelo grande companheirismo e amizade, apoio nas coletas e discussões sobre os macroinvertebrados. Serei eternamente grata por todos os bons momentos que me proporcionaram.

Ao Vinícius, Vanessa, Débora, Ana Carolina, Fagner e Karine, por todo o apoio em campo, no laboratório durante as triagens e identificações. Mais principalmente pela grande amizade e carinho que fez com que nos tornássemos amigos e espero que a nossa amizade prospere a cada dia. Afinal de contas, “é dividindo que se fazem amigos” (risos).

A Ana Carolina e ao Fagner pela grande amizade e incentivo ao longo das inúmeras disciplinas do Mestrado. Vocês foram demais!!!

A Karine, Vinícius e a Vanessa, muito obrigada pelo auxílio nas leituras, nos programas estatísticos e demais softwares, vocês foram fundamentais para a formatação deste trabalho.

À Cheysa, Flávia, Tais, Milena, Raquel, Jaqueline, Gisele, Sheila, Priscila, por todos estes anos de amizade sincera e verdadeira, obrigada pela cumplicidade, amo muito vocês.

À Silviane, Sandra, Juliana, pelo grande companheirismo, por sempre depositarem confiança, pelo encorajamento nos momentos mais difíceis e por proporcionarem momentos de alegria quando eu mais precisava.

À Eliete e ao Luiz, por sempre me acolherem e proporcionarem momentos de descontração e lazer, em meio a períodos de estresse e cansaço.

À Ana Paula, Laura e Aline pela grande amizade e carinho. Vocês foram essenciais, muito obrigada pela amizade, apoio e solidariedade.

A todos os amigos da turma do mestrado. Compartilhamos momentos muito especiais e importantes nesta etapa de nossas vidas.

Aos meus queridos e amados irmãos: Sérgio e Sabrina, muito obrigada por sempre acreditarem em mim, pela paciência e amor.

A minha segunda família: a família Tullio, por me adotar como filha, estando sempre ao meu lado e prezando sempre muito por mim.

Ao meu grande amor, Helder, muito obrigada pelo apoio constante, pelo amor, incentivo e compreensão nos inúmeros momentos de ausência. Você é o melhor companheiro e amigo, te amo muito meu querido.

As pessoas mais especiais da minha vida, os meus pais: Sérgio e Lozangela. Meu “paizão” e minha adorada mãe, muito obrigada por transmitirem que a verdade, a humildade, a simplicidade e o amor são os principais valores que devem ser expressos pelo ser humano. Tenho muito

orgulho de vocês, vocês são os principais responsáveis pela concretização deste sonho.

A todos que, apesar de não estarem citados aqui, de alguma forma colaboraram de forma direta ou indireta com o processo de elaboração deste trabalho e com o meu crescimento pessoal. A todos que tiveram seus nomes omitidos, peço desculpas e expresso a minha eterna gratidão. Meu sincero agradecimento a todos.

"Bom mesmo é ir à luta com determinação, abraçar a vida e viver com paixão, perder a classe e viver com ousadia, pois o triunfo pertence a quem se atreve, e a vida é muito bela para ser insignificante".

Charles Chaplin.

ÍNDICE

LISTA DE FIGURAS	x
LISTA DE TABELAS	xiii
RESUMO	1
ABSTRACT	3
1. PREFÁCIO	5
2. DESCRIÇÃO DA ÁREA	10
2.1. DESCRIÇÃO DOS PONTOS DE COLETA	11
3. REFERÊNCIAS	15
CAPÍTULO 1: INFLUÊNCIA DO COMPONENTE ESPACIAL NAS TEIAS TRÓFICAS DO RIO SAMBAQUI, MORRETES, PR	
1. INTRODUÇÃO	20
2. MATERIAL E MÉTODOS	23
2.1. COLETA DE DADOS	23
2.2. ANÁLISE DE DADOS	24
3. RESULTADOS	25
3.1. COLETA E ANÁLISE DE DADOS	25
3.2. TEIAS TRÓFICAS	27
4. DISCUSSÃO	38
5. REFERÊNCIAS	42
CAPÍTULO 2: INFLUÊNCIA DA SAZONALIDADE NA ESTRUTURA DAS TEIAS TRÓFICAS DO RIO SAMBAQUI, MORRETES, PR	
1. INTRODUÇÃO	50
2. MATERIAL E MÉTODOS	51
2.1. COLETA DE DADOS	51
2.2. ANÁLISE DE DADOS	53
2.2.1. DADOS BIÓTICOS E INTERFERÊNCIA DA SAZONALIDADE	53
2.2.2. TEIAS TRÓFICAS	53

3. RESULTADOS.....	54
4. DISCUSSÃO	72
5. REFERÊNCIAS.....	77
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	84

LISTA DE FIGURAS

DESCRIÇÃO DA ÁREA

FIGURA 1: Mapa esquemático da Bacia do Rio Sambaqui, localizando os pontos amostrais.....12

FIGURA 2: Vista geral do ponto 1 de coleta do Rio Sambaqui, Morretes, PR.....13

FIGURA 3: Vista geral do ponto 2 de coleta do Rio Sambaqui, Morretes, PR.....14

CAPÍTULO 1

FIGURA 4: Distribuição da frequência relativa e ocorrência dos taxóons coletados nos dois pontos de coleta, do Rio Sambaqui, Morretes, PR, no período de julho/2008 e julho/2009.26

FIGURA 5: Distribuição da frequência absoluta de gêneros em cada categoria taxonômica nos dois pontos amostrais do Rio Sambaqui, Morretes, PR, no período de Julho/2008 e Julho/2009.....27

FIGURA 6: Teia trófica do ponto 1 do Rio Sambaqui, Morretes, PR, no período de Julho/2008 e Julho/200936

FIGURA 7: Teia trófica do ponto 2 do Rio Sambaqui, Morretes, PR, no período de Julho/2008 e Julho/2009.....37

CAPÍTULO 2

FIGURA 8: Representação gráfica da precipitação média mensal, registrada ao longo de dez anos (1999 a 2009) para o município de Morretes, PR (Fonte: SIMEPAR).....52

FIGURA 9: Distribuição da frequência relativa das ordens de macroinvertebrados encontradas no ponto 1 no período seco (Julho/2008 e Julho/2009) e chuvoso (Março/2008 e Dezembro/2008) (A) e no ponto 2 no período seco (Julho/2008 e Julho/2009) e chuvoso (Março/2008 e Dezembro/2008) (B), no Rio Sambaqui, Morretes, PR.55

FIGURA 10: Distribuição da frequência absoluta de gêneros em cada categoria taxonômica entre os períodos amostrais. Na seqüência: (1) ponto 1 no período seco (Julho/2008 e Julho/2009) e chuvoso (Março/2008 e Dezembro/2008) e (2) no ponto 2 no período seco (Julho/2008 e Julho/2009) e chuvoso (Março/2008 e Dezembro/2008) (B), no Rio Sambaqui, Morretes, PR.56

FIGURA 11: Proporções das predominâncias de dieta dos organismos aquáticos nos períodos de seca (Julho/2008 e Julho/2009) e cheia (Março/2008 e Dezembro/2008) no Rio Sambaqui, Morretes, PR.64

FIGURA 12: Dendograma de similaridade de Jaccard, entre os dois pontos (Ponto 1 e Ponto 2) e períodos de coleta (Seco (Julho/2008 e Julho/2009) e Chuvoso (Março/2008 e Dezembro/2008)), no Rio Sambaqui, Morretes, PR.65

FIGURA 13: Teia trófica do ponto 1 no período seco (Julho/2008 e Julho/2009) do Rio Sambaqui, Morretes, PR.67

FIGURA 14: Teia trófica do ponto 1 no período chuvoso (Março/2008 e Dezembro/2008) do Rio Sambaqui, Morretes, PR.68

FIGURA 15: Teia trófica do ponto 2 no período seco (Julho/2008 e Julho/2009) do Rio Sambaqui, Morretes, PR.69

FIGURA 16: Teia trófica do ponto 2 no período chuvoso (Março/2008 e Dezembro/2008) do Rio Sambaqui, Morretes, PR.70

FIGURA 17: Diagrama da Análise do Método de Escalonamento Multidimensional (MDS), realizada para as propriedades das teias tróficas nos dois pontos e períodos de coleta do Rio Sambaqui, Morretes, PR (Ponto 1: período seco (julho/2008 e julho/2009) e período chuvoso (Março/2008 e Dezembro/2008); Ponto 2: período seco (julho/2008 e julho/2009) e período chuvoso (Março/2008 e Dezembro/2008)).71

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 1

TABELA 1: Descritores analisados nas teias tróficas dos pontos amostrais do Rio Sambaqui, Morretes, PR.....25

TABELA 2: Índices de riqueza de Margalef (S) e diversidade de Shannon-Weanner (H') dos dois pontos amostrais do Rio Sambaqui, Morretes, PR, no período de Julho/2008 e Julho/2009.....27

TABELA 3: Lista de componentes das teias tróficas dos pontos amostrais (Ponto 1 e Ponto 2) no período de Julho/2008 e Julho/2009 do Rio Sambaqui, Morretes, PR.....28

TABELA 4: Valores obtidos na análise dos descritores utilizados nos dois pontos amostrais do Rio Sambaqui, Morretes, PR, no período de Julho/2008 e Julho/2009.....35

CAPÍTULO 2

TABELA 5: Lista de componentes das teias tróficas dos pontos amostrais (Ponto 1 e Ponto 2) no período seco (julho/2008 e julho/2009) e chuvoso (Março/2008 e Dezembro/2008), do Rio Sambaqui, Morretes, PR.....57

TABELA 6: Índices de riqueza de Margalef (S) e diversidade de Shannon-Weanner (H') dos dois pontos amostrais entre os períodos de coleta do Rio Sambaqui, Morretes, PR (Ponto 1: período seco (julho/2008 e julho/2009) e período chuvoso (Março/2008 e Dezembro/2008); Ponto 2: período seco (julho/2008 e julho/2009) e período chuvoso (Março/2008 e Dezembro/2008))...
.....66

TABELA 7: Resultado da análise dos descritores utilizados para verificar as diferenças nas estruturas tróficas entre os pontos e períodos de seca e cheia do Rio Sambaqui, Morretes, PR (Ponto 1: período seco (julho/2008 e julho/2009) e período chuvoso (Março/2008 e Dezembro/2008); Ponto 2: período seco (julho/2008 e julho/2009) e período chuvoso (Março/2008 e Dezembro/2008)).	66
--	----

RESUMO

A comunidade de macroinvertebrados bentônicos constitui um grupo de grande importância ecológica nos rios, devido a sua participação na ciclagem de nutrientes que contribuem no fluxo de energia para os demais níveis tróficos. Este estudo teve como objetivo avaliar as teias tróficas dos macroinvertebrados nas escalas espacial e temporal do rio Sambaqui, localizado em Morretes – PR. As coletas foram realizadas nos períodos de seca (julho/2008 e julho/2009) e cheia (março/2008 e dezembro/2009) em dois pontos amostrais, em substratos compostos por areia, cascalho, folhiço, rochas em corredeira e vegetação marginal. As amostragens foram realizadas com auxílio do amostrador Surber e peneira (ambos com 30x30 cm e malha 0,5 mm de abertura), em três pseudorréplicas de cada substrato. Para a elaboração das teias, as espécies foram classificadas em basais, intermediárias e de topo. A representação gráfica do fluxo de energia foi obtida por meio do software Pajek (Program for Large Network Analysis). Para a análise comparativa entre as teias tróficas dos dois pontos e períodos de coleta foram mensurados o cálculo de nove descritores (proporção de espécies basais, intermediárias, de topo e onívoros, densidade de ligações, índice de conectância, comprimento máximo e mínimo da teia e número de compartimentos tróficos), índice de riqueza de Margalef (S) e diversidade de Shannon-Weanner (H'). Para complementar os dados na análise sazonal, os organismos foram classificados em quatro grupos (detritívoros, herbívoros, carnívoros e onívoros), de acordo com a sua preferência alimentar. A análise de similaridade de Jaccard foi utilizada para verificar a semelhança entre estes descritores de cada ponto nos períodos de seca e cheia. A comparação dos demais descritores das teias tróficas foi obtida por meio da análise multivariada de correspondência, com posterior agrupamento pelo Método de Escalonamento Multidimensional (MDS), utilizando a dissimilaridade. As teias tróficas demonstraram variações em suas composições de acordo com a interferência da escala espacial e temporal, mas os descritores utilizados em suas análises não apresentaram diferenças significativas. A teia trófica do ponto 1 é favorecida pela maior integridade da paisagem em relação ao ponto 2, que apresenta redução na cobertura vegetal e interferência das ações antrópicas. Contudo, a teia trófica

do ponto 2 é mais complexa mas, ao mesmo tempo, instável, devido à ocorrência de ligações mais dependentes. Os períodos de seca apresentaram teias mais complexas nos dois pontos, por proporcionar um local mais estável com menor incidência de flutuações ambientais. Enquanto os períodos de cheia, reduziram a força das ligações tróficas, por limitar a taxa de encontro entre as espécies. Sugere-se que mecanismos como o *turnover*, resiliência, resistência e facilitação estão fortemente associados às perturbações ambientais e auxiliam na manutenção das interações tróficas. A análise destes mecanismos deve ser incorporada nos estudos das teias alimentares para análises mais conclusivas.

Palavras – chave: insetos aquáticos; teias tróficas; integridade biótica; riacho costeiro.

ABSTRACT

The benthic macroinvertebrates community is a group of ecological important rivers, due to its relationships in the cycling of nutrients that contribute to the flux of energy to other trophic levels. This study aimed to evaluate the food webs of macroinvertebrates in the spatial and temporal scale in the river Sambaqui, located in Morretes, PR. The samples were collected during periods of dry (July/2008 and July/2009) and wet weather (March/2008 and December/2009) at two points with substrates composed of: sand, pebbles, rifles, rocks in rapids and riparian vegetation. The samples were performed with Surber sampler and sieve (both 30X30 cm and mesh 0.5 mm), in three pseudoreplications of each substrate. In order to analyze the food webs, the species were classified as basal, intermediate and top. The graphical representation of energy flow was obtained using the Pajek (software Program for Large Network Analysis). Nine descriptors (proportion of species basal, intermediate, top and omnivorous, density of links, index of connectance, the maximum and minimum length of the web, and the number of compartments trophic), index Margalef 's richness (S) and Shannon-Weanner diversity (H') were calculated in order to compare food webs between points and sampling periods. The organisms were classified into four groups (detritivores, herbivores, carnivores and omnivores) according to their feeding preferences. The Jaccard similarity was used to verify the similarity between the descriptors of each point during periods of dry and wet. The comparison of the other descriptors of the food webs was obtained by correspondence multivariate analysis, with subsequent grouping by the Multidimensional Scaling Method (MDS), using the dissimilarity. Food webs showed differences in their structures according to the interference of the spatial and seasonal scale, but the descriptors used in their analysis did not show significant differences. The foodweb of point 1 is favored by the greater integrity of the landscape in relation to point 2, which showed a reduction in vegetation cover and interference from human activities. However, the food web from point 2 is more complex, but at the same time, unstable, due to the occurrence links that increased dependency. The dry period had more complex webs, in two points, by providing a more stable with lower incidence of environmental fluctuations. As

the wet periods, reduced the strength of trophic links, by limiting the rate of encounters between species. Suggest that mechanisms such as *turnover*, resilience, resistance and facilitation are strongly associated with environmental disturbances and assist in the maintenance of trophic interactions. The analysis of these mechanisms should be incorporated in studies of food webs for more conclusive analysis.

Key-words: aquatic insects; food webs; biotic integrity; coastal stream.

1 PREFÁCIO

Os rios são sistemas lineares, que atuam no transporte e no escoamento da água que precipita sobre as massas continentais e seguem para os oceanos (Wellcome, 1985). São sistemas abertos e dinâmicos, que ocorrem de forma longitudinal (cabeceiras-foz), lateral (calha do rio – margem - planície aluvial), vertical (superfície - fundo) e temporal (Ward & Stanford, 1989).

Os rios litorâneos são ambientes lóticos por apresentarem um fluxo forte e unidirecional (Uieda & Castro, 1999); declividade, níveis variados de descarga e outros fatores associados tais como, velocidade da correnteza, profundidade, largura e turbidez; turbulência contínua e mistura das camadas de água, exceto em baixas altitudes (Williams & Felmate, 1992).

O fluxo unidirecional, ocorre em direção à foz (Vannote *et al.*, 1980), contribuindo para os processos de erosão e deposição de sedimentos, os quais influenciam na entrada e na disponibilidade de biomassa para o sistema. O fluxo hídrico pode carrear materiais dissolvidos ou em suspensão, incluindo substâncias poluidoras. Em rios de pequeno porte, estas substâncias poluidoras podem ser decorrentes da bacia de drenagem, devido à grande superfície de interação com o ambiente terrestre (Silva, 2007).

A intensidade e a frequência do fluxo podem ser consideradas uma força seletiva para os organismos aquáticos. Estes indivíduos podem apresentar adaptações, como a forma de fixação nos substratos, em resposta a pressão da água, assim como estratégias na forma de obtenção e utilização dos recursos disponíveis (Lampert & Sommer, 2007). Estas estratégias estão relacionadas com a preferência dos organismos por determinados microhabitats, que interferem na estrutura das comunidades. Ao longo da extensão de um rio, é possível verificar diferenças na estrutura das comunidades, resultantes das alterações dos fatores físicos e da disponibilidade de nutrientes (Vannote *et al.*, 1980).

Os sistemas aquáticos apresentam uma grande heterogeneidade ambiental, devido às variações temporais das condições físicas do rio, caracterizando-os como ambientes instáveis. As variações das escalas espaço-temporais propiciam a ocorrência de diversas manchas de interações nos ecossistemas aquáticos (Ward, 1998).

Segundo Wiens (1976), estas alterações interferem na distribuição dos organismos, nas suas interações e adaptações. Mas devido à estrutura de mosaico e à dinâmica natural destes ecossistemas, a integridade funcional pode ser mantida nestes ambientes (Ward & Stanford, 1995). O que favorece a estabilidade nestes ecossistemas é o estabelecimento das interações complexas entre a água, o canal de escoamento e a cobertura vegetal, os quais são relativamente variáveis no tempo (Cunha *et al.*, 2004).

As ações antrópicas também podem interferir na dinâmica das comunidades aquáticas, visto que as dimensões dos rios têm sido reduzidas comprometendo a integridade dos ecossistemas e conseqüentemente a disponibilidade e qualidade dos recursos hídricos (Júnior *et al.*, 2007). Os efeitos das ações antrópicas têm recebido maior atenção a partir de 1980, devido às implicações na saúde humana. A poluição tem afetado as características físicas, químicas e biológicas da água, do solo e do ar que podem afetar a saúde, sobrevivência e o comportamento das comunidades (Miller, 1988).

O crescente processo de urbanização contribuiu para a destruição dos recursos naturais, principalmente a retirada da mata ciliar (Martins, 2001). As matas ciliares estão associadas aos cursos d'água e podem apresentar larguras variáveis, assim como diferenças em sua composição e estrutura. Elas desempenham um papel fundamental na ecologia e hidrologia das bacias hidrográficas, garantindo a melhor qualidade da água e regularização dos recursos hídricos. A sua presença permite a estabilidade dos solos e a manutenção da fauna ribeirinha e dos organismos aquáticos (Rosa, 1991). Estudos verificaram que em locais mais preservados, que não apresentam a desestruturação do ambiente físico, químico e alteração da dinâmica natural das comunidades biológicas é expressiva a melhor qualidade da água e maior a biodiversidade da fauna bentônica (Silsbee & Larson, 1983; Williams & Feltmate, 1992; Goulart & Callisto, 2003).

O uso intensivo de defensivos agrícolas também contribui para a redução da qualidade ambiental, bem como para o comprometimento da saúde dos organismos aquáticos (Arias *et al.*, 2007). A sua utilização resulta no aumento da produtividade primária das algas, assim como na alteração dos processos biológicos, físicos e químicos dos sistemas naturais (Merten &

Minella, 2002). Resíduos de fertilizantes e agrotóxicos podem atingir diretamente os corpos d'água, através da chuva e da irrigação, ou indiretamente através da percolação no solo, comprometendo os lençóis freáticos. A contaminação por agrotóxicos nestes ecossistemas pode resultar em alterações fisiológicas e até levar à morte determinadas populações, desestruturando as comunidades (Clements, 2000).

Devido a todas as interferências naturais e antrópicas que os organismos aquáticos estão submetidos, verifica-se a necessidade da melhor compreensão da estrutura e funcionamento dos ecossistemas aquáticos, para identificar os mecanismos responsáveis pela manutenção das populações de uma comunidade, assim como os fatores que regulam ou controlam a abundância relativa de cada uma delas (Begon *et al.*, 2006). Estes fatores podem ser classificados em abióticos e bióticos. Nos fenômenos bióticos, verifica-se a possibilidade de coexistência entre um grande número de espécies dentro de uma mesma comunidade, partilhando os recursos disponíveis (Esteves & Galetti Jr, 1995). Margalef (1989) classifica este conjunto de populações que subsistem utilizando o mesmo conjunto de recursos alimentares como guilda trófica. Desta forma, verifica-se a necessidade de reconhecer as guildas tróficas, para compreender os padrões de interações entre os organismos (Callisto & Esteves, 1998). Segundo Jönck (2005), os estudos que envolvem a ecologia trófica, permitem identificar os padrões exibidos pelas comunidades, sendo necessário conhecer a riqueza e a composição dos ambientes.

Os estudos que envolvem teias tróficas compreendem uma das poucas áreas da ecologia que visa quantificar e analisar as interações diretas e indiretas entre diferentes espécies, ao invés de focar em determinados taxa (Dunne, 2009).

O primeiro estudo envolvendo as cadeias alimentares foi proposto a partir das observações de Charles Darwin, em 1832, onde considerava que as interações alimentares eram baseadas principalmente nos detritos (Egerton, 2007). A partir de 1900, os estudos começaram a ser representados por diagramas, com descrições dos ecossistemas terrestres e aquáticos. Charles Elton foi o responsável pela introdução dos termos “cadeia alimentar” e “ciclo alimentar”, este último foi substituído mais tarde por Odum, por teias tróficas

(Odum, 1953). A partir de 1920 até 1980, os estudos passaram a utilizar sistemas com diagramas específicos e maiores descrições sobre teias alimentares, considerando os fluxos de biomassas das espécies (Dunne, 2009).

Em 1977, Joel Cohen publicou o primeiro estudo empírico comparativo das teias alimentares, utilizando até trinta recursos, com base na literatura. Cohen, também contribuiu com a aplicação das matrizes binárias, assim como no estímulo da realização de trabalhos com base na literatura (Cohen, 1977).

A base de dados, a partir de 1980, utilizando estudos com teias tróficas, havia se expandido de forma considerável. No entanto, as utilizações de dados extraídos da literatura demonstravam uma baixa diversidade, quando comparados com a biodiversidade conhecida nos ambientes. Devido a esta forma de elaboração das teias, que acabavam por agrupar muitos grupos de organismos e outros serem desconsiderados da amostra, muitos ecólogos classificavam a representação das teias, como sistemas idiossincráticos, devido à grande riqueza e complexidade das interações das espécies encontradas nos sistemas naturais, dificultando o entendimento e a elaboração de uma teoria fundamentada (Paine, 1988; Polis, 1991).

Em 1996, Polis e colaboradores, corroboraram com a definição de que as teias representam uma ampla rede de interações consumidor-recurso entre grupos de organismos, populações ou guildas (Polis & Strong, 1996). Estudos demonstram que o sistema trófico pode ser considerado flexível, em que as comunidades estão reunidas e estruturadas (Paine, 1996). Mas para a elaboração e futura compreensão das teias tróficas, não pode ser ignorada a importância da identificação: (a) dos principais recursos de matéria orgânica; (b) dos consumidores e seus níveis tróficos e (c) das proporções de recursos alimentares disponíveis para cada um dos consumidores (Hershey & Peterson, 1996).

A partir de 2000, a disponibilidade de bancos de dados permitiu a comparação entre os dados e a utilização da modelagem. O ambiente físico passou a ser mais explorado e considerado, como um componente representativo, interferindo no comportamento das espécies (Beckerman *et al.*, 2006; Dunne *et al.*, 2002; Stouffer *et al.*, 2005).

Segundo Dunne (2009), as teias tróficas são consideradas redes formadas pelas interações alimentares, ou seja, interações entre as espécies que ocorrem simultaneamente dentro de habitats particulares. Sendo que os habitats podem variar na abundância de recursos, na produtividade, comportamento dos consumidores e na demografia (Polis *et al.*, 1997). Informações sobre a variação espacial dos habitats, efeitos dos ecótonos, conexões com a paisagem e a escala, são importantes preditores para a ecologia das teias alimentares.

As teias tróficas dos sistemas aquáticos são caracterizadas pela grande mobilidade de nutrientes limitantes e de matéria orgânica, no entanto, as características dos organismos aquáticos, favorecem que estes sistemas demonstrem fortes ligações tróficas (Finlay *et al.*, 2002). Estudos consideram uma grande integração do processamento da matéria orgânica com as interações da comunidade (Hauer & Lamberti, 1996). Nestes sistemas, os autores destacam a importância da matéria alóctone, da produção primária e da sazonalidade para a manutenção e estruturação das comunidades aquáticas, e enfatizam a necessidade da preservação da vegetação marginal.

Trabalhos utilizando macroinvertebrados (Abelha *et al.*, 2001; Garcia-Domingo & Saldaña, 2008; Jönck, 2005; Gonçalves & Aranha, 2004; Callisto & Esteves, 1998), demonstram seu importante papel nas teias tróficas dos sistemas aquáticos. Nestes trabalhos é verificada a participação destes indivíduos na ciclagem de nutrientes que contribuem no fluxo de energia para os demais níveis tróficos. Além disso, Cummins (1992) considera os macroinvertebrados como intermediários entre os produtores e os componentes de topo nas cadeias. Jönck (2005), em seu estudo com teias tróficas realizado no Rio Morato, localizado em Guaraqueçaba, PR, observou que a ocorrência ou ausência de alguns grupos de macroinvertebrados, interferem na complexidade da teia trófica, demonstrando alterações nas dietas alimentares.

Devido à importância dos estudos com teias tróficas e dos mecanismos que operam nos sistemas aquáticos, o objetivo deste estudo foi avaliar as teias tróficas em dois pontos amostrais do Rio Sambaqui localizados em Morretes – PR. Pretendeu-se verificar se havia interferência da estrutura espacial dos

trechos e da sazonalidade nas comunidades, analisando possíveis variações de acordo com os gradientes longitudinais e com o regime dos distúrbios.

2 DESCRIÇÃO DA ÁREA

O estudo foi realizado no Rio Sambaqui, riacho costeiro no município de Morretes, área de Floresta Atlântica no litoral do Paraná.

A Serra do Mar é constituída por uma faixa de encostas com vertentes rochosas íngremes que margeiam o Planalto Atlântico, desde a divisa do Estado de Santa Catarina e o Estado do Paraná até a divisa com o Estado de São Paulo. As formações de relevo são denudacionais, compostas por escarpas e cristas com topos aguçados e convexos. O relevo é altamente dissecado e a drenagem apresenta um padrão dendrítico, que pode ser considerada como adaptações às direções das estruturas que são relacionadas às falhas e aos processos litológicos, que condicionam o padrão de drenagem, demonstrando a forte influência das direções estruturais (Atlas Geomorfológico do Estado do Paraná, 2006).

A Serra do Mar Paranaense exibe uma área de 6.558 Km², cerca de 3,28% da área do Estado (Campanili & Prochnow, 2006). É considerada uma das cinco unidades fitogeográficas do estado do Paraná, destacando-se pela grande ocorrência da Floresta Ombrófila Densa (IBGE, 1992). A área da Floresta no Estado do Paraná somado às áreas do litoral do Estado de São Paulo é considerada o maior remanescente de Floresta Atlântica do Brasil, (SUDERHSA, 2007). Segundo Ravazzani *et al.* (1995), a Floresta Atlântica corresponde ao ecossistema mais agredido do mundo, sendo que a porção paranaense representa o melhor estado de conservação.

Morretes está localizado na porção leste da Serra do Mar, considerada uma barreira natural para os ventos que sopram do Oceano Atlântico, que permitem o deslocamento da umidade e dos nutrientes. A umidade dos ventos do mar sofre condensação na vertente da serra, atingindo em média, altitudes entre 1.000 e 1.400 metros, formando neblinas altas que resultam no acúmulo de umidade, fenômeno que possibilita a existência de chuvas regulares ao longo do ano (Campanili & Prochnow, 2006; Nimer, 1989).

O município possui uma área de 687,54 Km², com serras, colinas e planícies (IBGE, 2009). O seu clima é quente e úmido, com grandes oscilações

de temperatura (Prefeitura Municipal de Morretes, 1987). Pela classificação de Köppen (IAPAR, 1978), o clima da região é Cfb (subtropical úmido, mesotérmico, com verões frescos). A temperatura média anual é de 21° C, oscilando entre 18° e 22° C. Segundo Maack (2002), o clima Cfb no Estado do Paraná, compreende os campos limpos com suas ilhas de Floresta com Araucária, capões e matas ciliares de córregos e rios, as matas de declive das escarpas e os matos secundários da região das araucárias do primeiro e do segundo planalto. Aranha (2000) verificou que na região de Morretes a ocorrência de chuvas é regular ao longo do ano, com períodos de menor intensidade pluviométrica entre maio e agosto e períodos de precipitação intensa entre dezembro e fevereiro.

O Rio Sambaqui apresenta uma extensão de aproximadamente 11,2 Km. Os riachos formadores do Rio Sambaqui nascem na Serra do Prata (25°37'07,09"S 48°41'42,32"W) e desembocam no Rio Sagrado (25°31'12,01"S 48°45'04,28"W). Em seu trecho localizado a montante, verifica-se o predomínio do substrato pedregoso, enquanto que a jusante encontra-se mais assoreado, devido ao desmatamento e a remoção da vegetação ciliar. Segundo Bigarella (2001), os trechos superiores dos rios litorâneos são constituídos de cachoeiras com águas límpidas em contraste com as do curso inferior. Ao longo do curso do rio observam-se alterações na integridade deste local, devido ao aumento da interferência antrópica, como práticas agrícolas, redução da vegetação marginal, introdução de espécies exóticas e despejo de efluentes domésticos provenientes das moradias no entorno do rio.

2.1. DESCRIÇÃO DOS PONTOS DE COLETA

Foram determinados dois pontos amostrais ao longo do rio, de acordo com a interferência da ação antrópica e facilidade de acesso. Os dois pontos amostrais estão localizados em trechos do rio de 3ª ordem com distância de 0,90 Km (Fig. 1). Entre os dois trechos, o rio atravessa a rodovia BR-277.

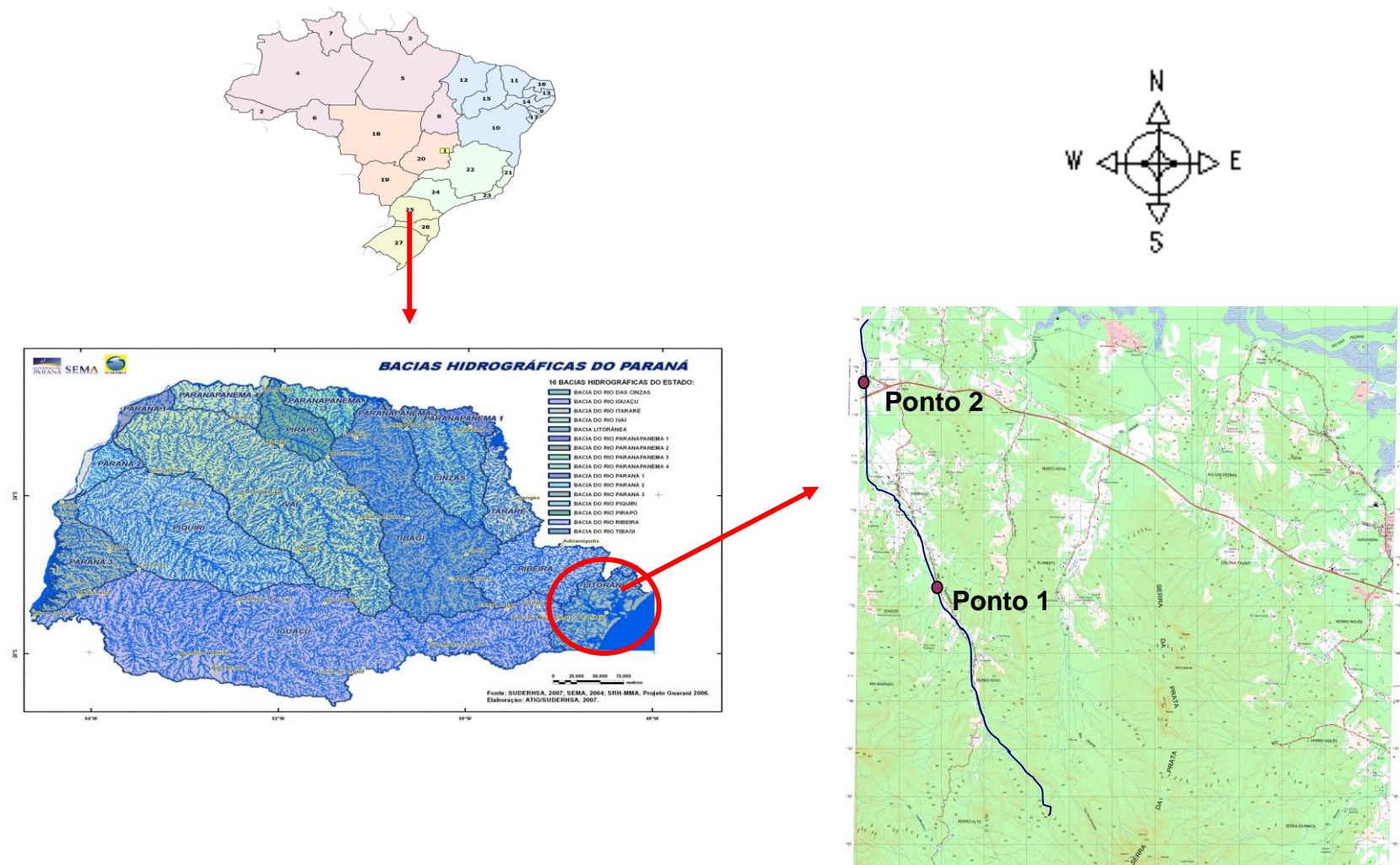


FIGURA 1: Na parte inferior esquerda, estão localizadas as Bacias Hidrográficas do Estado do Paraná e o círculo vermelho delimita a Bacia Litorânea. O mapa à direita, está representando o Rio Sambaqui (destacado pela linha azul) e os dois pontos de coleta no Município de Morretes,Paraná.Fonte:SUDHERSA,2007eIBGE,2010.

O ponto 1 ($25^{\circ}33'44,1''\text{S}$ $48^{\circ}43'57,9''\text{W}$) (Fig. 2) está localizado a montante, com um pequeno número de moradias no entorno. Ele é caracterizado por apresentar um grande fluxo na correnteza, grande aporte de material alóctone devido à maior preservação da vegetação ciliar. A profundidade média é de cerca de 50 cm ao longo do trecho. Neste ponto, há predominância dos substratos cascalho e rochas em corredeira. O folhiço encontra-se em estágio inicial de fragmentação, ainda apresentando muitas folhas íntegras depositadas.



FIGURA 2: Vista geral do ponto 1 de coleta do Rio Sambaqui, Morretes, PR.

O ponto 2 ($25^{\circ}31'37,2''\text{S}$ $48^{\circ}44'57,6''\text{W}$) (Fig. 3) está localizado a jusante do primeiro ponto, próximo à foz no rio Sagrado, recebendo maior influência das moradias e despejo de efluentes domésticos, como também a presença de atividades de agricultura no entorno do rio. Neste ponto, há presença de matéria orgânica particulada com grande ocorrência de vegetação exótica (grande parte composta por arbustos do gênero *Hibiscus*). A profundidade é de aproximadamente 40 cm. Neste ponto há predomínio do substrato areia (80%).

O substrato folhiço ocorre de forma fragmentada, devido à ação dos organismos fragmentadores e dos microrganismos no trecho superior do rio.

Nos dois pontos foram encontrados os substratos areia, cascalho, folhiço, rochas em corredeira e vegetação marginal.



FIGURA 3: Vista geral do ponto 2 de coleta do Rio Sambaqui, Morretes, PR.

Os dois pontos apresentam diferentes características nos períodos de seca e cheia para o estabelecimento das comunidades aquáticas. A presença de moradias e práticas agrícolas no ponto 2 disponibiliza resíduos de fertilizantes e agrotóxicos, assim como de efluentes domésticos para a biota. Sendo que com o aumento da pluviosidade, há maior conexão entre o ambiente terrestre e aquático, favorecendo maior aporte destes resíduos, os quais podem comprometer as interações entre os indivíduos. A menor ocorrência de moradias, culturas e a preservação da vegetação ciliar no ponto 1, possibilita condições mais favoráveis em relação ao ponto 2, para o estabelecimento e comportamento dos organismos durante os períodos de seca e cheia.

Outro efeito marcante que compromete a estabilidade das comunidades bentônicas nos dois pontos são as trombas d' água, fenômeno característico em rios costeiros, que contribuem para a desestruturação de habitats, remoção dos organismos e nutrientes, comprometendo a integridade física do ambiente e seus componentes (Menezes & Caramaschi, 1994).

O rio Sambaqui, em períodos de trombas d' água, apresenta grande alteração do volume de água com conseqüente aumento da vazão e velocidade da corrente.

No ponto 1, verifica-se maior interferência vertical (superfície-fundo), durante a cheia, sendo que parte da vegetação ripária fica submersa e ocorrem remoção e arraste de grandes e pequenas rochas e árvores. No ponto 2, embora haja influência vertical, o leito do rio encontra-se mais espreado e há maior influência lateral (calha do rio – margem - planície aluvial), as margens transbordam, chegando em situações mais drásticas de enchentes, a ocorrer a ligação com as águas do rio Sagrado (distante aproximadamente 20 metros), nas áreas inundadas. Nestas condições, culturas ribeirinhas são alagadas e o solo lixiviado para o leito dos rios.

3 REFERÊNCIAS

Abelha, M.C.F.; Agostinho, A.A. & Goulart, E. Plasticidade trófica em peixes de água doce. *Acta Scientiarum*, Maringá, 23 (2): 425-434, 2001.

Aranha, J.M.R. A influência da instabilidade ambiental na comunidade e estrutura trófica da ictiofauna de dois rios litorâneos. São Carlos, 2000. (Tese) Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais. Universidade Federal de São Carlos, 130 p.

Arias, A.R.L.; Buss, D.F.; Albuquerque, C.; Inácio, A.F.; Freire, M.M.; Egler, M. Mugnai, R. & Baptista, D.F. Utilização de bioindicadores na avaliação de impacto e no monitoramento da contaminação de rios e córregos por agrotóxicos. *Ciência & Saúde Coletiva*, 12(1): 61-72, 2007.

Atlas geomorfológico do Estado do Paraná – Escala 1:250.000, modelos reduzidos 1:500.000/Minerais do Paraná. Curitiba, Universidade Federal do Paraná. 63 p., II, 2006.

Beckerman, A.P.; Petchey, O.L. & Warren, P.H. Foraging biology predicts food web complexity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 103: 13745-13749, 2006.

Begon, M.; Townsend, C. R. & Harper, J. L. Ecology, from Individuals to Ecosystems. Blackwell Publishing, 4 ed., 738p., 2006.

Bigarella, J.J. Contribuição ao Estudo da Planície Litorânea do Estado do Paraná. Brazilian Archives of Biology and Technology, pp. 65-110, 2001.

Callisto, M. & Esteves, F.A. Categorização funcional dos macroinvertebrados bentônicos em quatro ecossistemas lóticos sob a influência das atividades de uma mineração de bauxita na Amazônia Central (Brasil). In Nessimian, J.L. & Carvalho, A.L. Ecologia de Insetos Aquáticos. Oecologia Brasiliensis, vol. V: 223-234, 1998.

Campanili, M. & Prochnow, M. Mata Atlântica – uma rede pela floresta. Brasília, RMA. 332p., II, 2006.

Clements, W.H. Integrating effects of contaminants across levels of biological organization: an overview. Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery, 7 (2): 113-116, 2000.

Cohen, J.E. Ratio of prey to predators in community food webs. Nature, 270: 165-167, 1977.

Cummins, K.W. Invertebrates. In: Calow, P. & Petts, G.E. The Rivers Handbook. Hidrological and Ecological Principles. Blackwell Science, 526 pp, 1992.

Cunha, A.C.; Cunha, H.F.A.; Junior, A.C.P.B.; Daniel, L.A. & Schulz, H.E. Qualidade microbiológica da água em rios de áreas urbanas e periurbanas no baixo Amazonas: o caso do Amapá. Engenharia Sanitária e Ambiental, 9 (4): 322-328, 2004.

Dunne, J.A. Food webs. Encyclopedia of Complexity and Systems Science. ed. R.A. Meyers. Springer, Nova York. pp. 3661-3682, 2009.

Dunne, J.A.; Williams, R.J. & Martinez, N.D. Food web structure and network theory: the role of connectance and size. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 99: 12917-12922, 2002.

Egerton, F.N. Understanding food chains and food webs, 1700–1970. Bulletin of the Ecological Society of America, 88(1): 50-69, 2007.

Esteves, K.E & Galetti Jr, P.M. Food partitioning among some characids of a small Brazilian floodplain lake from the Paraná River basin. Environmental Biology of Fishes, 42 (4): 375-389, 1995.

Finlay, J.C.; Khandwala, S. & Power, M.E. Spatial Scales of Carbon Flow in a River Food Web. Ecology, 83 (7): 1845-1859, 2002.

Garcia-Domingo, J.L. & Saldaña, J. Effects of heterogeneous interaction strengths on food web complexity. Oikos, 177 (3): 336-343, 2008.

Gonçalves, F.B. & Aranha, J.M.R. Ocupação espaço-temporal pelos macroinvertebrados bentônicos na bacia do rio Ribeirão, Paranaguá, PR (Brasil). *Acta Biológica Paranaense*, Curitiba, 33: 181-191, 2004.

Goulart, M. & Callisto, M. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. *Revista da FAPAM*, ano 2, n 1, 2003.

Hauer, F.R. & Lamberti, G.A. *Methods in Stream Ecology*. Academic Press, San Diego, 674 p, 1996.

Hershey, A.E. & Peterson, B.J. Stream food webs. In: Hauer, F.R.; Lamberti, G.A. *Methods in stream ecology*. Academic Press, San Diego, 1996.

Instituto Agrônômico do Estado do Paraná (IAPAR). *Cartas climáticas Básicas do Estado do Paraná*. Londrina, IAPAR, 41p., 1978.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). *Manual técnico da vegetação brasileira*. Rio de Janeiro. IBGE, 92p., 1992.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). 2009. Acessado em 16 de agosto de 2010. Banco de dados das Cidades do Brasil. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/>

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). 2010. Comunicação pessoal ocorrida em 19 de agosto de 2010.

Jönck, C.R. Influência de uma queda d'água na riqueza, composição e estrutura trófica da fauna de dois remansos de um rio da Mata Atlântica. Curitiba, 2005. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação. Universidade Federal do Paraná. 45 p.

Júnior, J.I.F.; Andrade, E.M.; Meireles, A.C.M.; Bezerra, A.M.E. & Souza, B.F.S. Influência antrópica na adição de sais no trecho perenizado da bacia hidrográfica do Curu, Ceará. *Revista Ciência Agronômica*, 38 (2): 142-148, 2007.

Lampert, W. & Sommer, U. *Limnoecology: The Ecology of Lakes and Streams*. Oxford University Press. New York, 2ed, pp. 28-29, 2007.

Maack, R. *Geografia física do Estado do Paraná*. Curitiba: Imprensa Oficial, 3 ed, p. 438, 2002.

Margalef, R. *Ecología*. Ediciones Omega, Barcelona, 951p, 1989.

Martins, S. V. *Recuperação de matas ciliares*. Aprenda Fácil Editora. Viçosa, MG, 146p, 2001.

Menezes, M.S.; Caramaschi, E.P. Características reprodutivas de *Hipostumus* grupo *H.punctatus* (Siluriformes, Locariidae) no rio Ubatiba (Marica, RJ), sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Biologia*, Rio de Janeiro, v.54, n.3, p. 503-513, 1994.

Merten, G.H. & Minella, J.P. Qualidade da água em bacias hidrográficas rurais: um desafio atual para a sobrevivência futura. *Agroecologia e Desenvolvimento Rural Sustentável*, Porto Alegre, v 3, n 4, 2002.

Miller, G.T.Jr. *Living in the Environment*. Wadsworth Publishing Company, Belmont, CA, 603 pp., 1988.

Nimer, E. *Climatologia do Brasil*. Rio de Janeiro, IBGE, 421p., 1989.

Odum, E. *Fundamentals of Ecology*. Saunders, Philadelphia, 1953.

Paine, R.T. Food webs: roadmaps of interactions or grist for theoretical development? *Ecology* 69:1648–1654, 1988.

Paine, R.T. Preface. In: Polis, G.A.; Winemiller, K.O. *Food webs – integration of patterns and dynamics*. Chapman & Hall, New York, 1996.

Polis, G.A. Complex Trophic Interactions in Deserts: An Empirical Critique of Food-Web Theory. *The American Naturalist*, 138 (1): 123-155, 1991.

Polis, G.A. & Strong, D.R. Food Web Complexity and Community Dynamics. *The American Naturalist*, 147 (5): 813-846, 1996.

Polis, G.A.; Anderson, W.B. & Holt, R.D. Toward an Integration of Landscape and Food Web Ecology: The Dynamics of Spatially Subsidized Food Webs. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 28: 289-316, 1997.

Prefeitura Municipal de Morretes. *Estamos construindo uma nova Morretes: Stella Maris*. Morretes, 32p, 1987.

Ravazzani, C.; Fagnani, J. P. & Koch, Z. *Mata Atlântica: Atlantic Rain Forest*. Curitiba, Ed. Brasil Natureza, 1995.

Rosa, J. *Reflorestamento permanente da mata ciliar. Divisão de controle do meio ambiente*. São Paulo: RIPASA S.A. Celulose e papel, 13p., 1991.

Silsbee, D.G. & Larson, G.L. A comparison of streams in logged and unlogged areas of Great Smoky Mountains National Park. *Hydrobiologia*, 102 (2): 99-111, 1983.

Silva, N.T.C. *Macroinvertebrados bentônicos em áreas com diferentes graus de preservação ambiental na Bacia do Ribeirão Mestre d'Armas, DF, 2007. Mestrado em Ecologia*. Universidade de Brasília. 99p.

Stouffer, D.B.; Camacho, J.; Guimera R, Ng CA & Amaral, LAN. Quantitative patterns in the structure of model and empirical food webs. *Ecology*, 86: 1301, 1311, 2005.

Superintendência de Desenvolvimento de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental (SUDERHSA). 2007. Publicações das Bacias Hidrográficas. Acessado em 15 de agosto de 2010. Disponível em: <http://www.suderhsa.pr.gov.br/>.

Uieda, V.S. & Castro, R.M.C. Coleta e fixação de peixes de riachos. In Caramaschi, E.P.; Mazzoni, R. & Peres-Neto, P.R. (eds). *Ecologia de Peixes de Riachos. Oecologia Brasiliensis*, vol. VI : 01-22, 1999.

Vannote, R.L.; Minshall, G.W. & Cummins, K. W. Sedell, J.R. & Cushing, C.E. The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37: 130-137, 1980.

Ward, J.V. Riverine landscapes: biodiversity patterns, disturbance regimes, and aquatic conservation. *Biological Conservation*, 83 (3): 269-278, 1998.

Ward, J.V. & Stanford, J.A. Riverine Ecosystems: The Influence of Man on Catchment Dynamics and Fish Ecology. *Canadian Special Publications in Fisheries and Aquatic Sciences*, 106: 56-64, 1989.

Ward, J.V. & Stanford, J.A. Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. *Regulated Rivers*, 11: 105-119, 1995.

Wellcome, R.L. River Fisheries. *Fao Fisheries Technical Paper*, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy, 330p., 1985.

Wiens, J.A. Population responses to patchy environments. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 7: 81-120, 1976.

Williams, D.D. & Felmate, B.W. *Aquatic insects*. Wallingford: CAB International, 358 p., 1992.

CAPÍTULO 1

INFLUÊNCIA DO COMPONENTE ESPACIAL NAS TEIAS TRÓFICAS DO RIO SAMBAQUI, MORRETES, PR

1 INTRODUÇÃO

As diferenças verificadas nos ecossistemas aquáticos, quanto à estrutura do habitat e à disponibilidade de recursos, interferem nas funções das comunidades aquáticas (Hynes, 1970). As características dos sistemas aquáticos muitas vezes são alteradas como resposta às perturbações provocadas pelas ações antrópicas (Cummins, 1973). Informações sobre a organização, estrutura e função trófica podem revelar propriedades fundamentais dos sistemas aquáticos, contribuindo para a compreensão das relações e dinâmicas nestes sistemas (Uieda & Motta, 2007).

As teias tróficas dos ecossistemas aquáticos apresentam variações na composição das espécies, devido à interferência de alguns fatores como: (a) a biogeografia; (b) a geomorfologia; (c) o gradiente; (d) as interações interespecíficas e (e) as características do substrato e da vegetação ripária (Hauer & Lamberti, 1996). Sendo que, o gradiente longitudinal e a cobertura vegetal, são os principais fatores que influenciam no aporte de matéria orgânica, recurso fundamental para muitos organismos aquáticos (Cortezzi *et al.*, 2009).

Uieda & Kikuchi (1995), quando compararam duas áreas com distintas composições de vegetação ripária, em um rio de 3ª ordem, localizado na região sudeste do Brasil, detectaram que o tipo das áreas marginais pode determinar as condições de autotrofia ou heterotrofia em riachos. Estas condições são determinadas através da estimativa da produtividade primária, que varia de acordo com as características locais da cobertura vegetal. A redução da vegetação ciliar favorece a produtividade primária, a qual contribui para condições autotróficas, já em sistemas preservados verifica-se a heterotrofia, pois há menor produtividade primária, devido à limitação da luz (Uieda & Motta, 2007). Estas condições podem interferir na estrutura e dinâmica das teias tróficas dos organismos aquáticos, pois a produtividade primária pode suportar determinadas populações de consumidores (Power & Dietrich, 2002).

Estudos em rios costeiros tropicais têm demonstrado que a variação espacial também interfere na estrutura das comunidades, devido a grande heterogeneidade espacial, a qual pode ser decorrente da alteração da composição da paisagem que interfere na disponibilidade dos microhabitats para a biota aquática (Winemiller & Jepsen, 1998).

Para Finlay *et al.* 2002, ao longo da escala espacial, as teias tróficas são mantidas principalmente pela heterogeneidade dos habitats, comportamento e distribuição dos consumidores, assim como da geomorfologia do canal que pode interferir no transporte de matéria orgânica. Já Huxel & McCann, (1998), detectaram que a integridade da paisagem ao longo da escala espacial interfere na estabilidade das teias tróficas, devido à alteração na disponibilidade de recursos, influenciando o fluxo de matéria orgânica através das teias alimentares.

Os ambientes lóticos, podem ser caracterizados pelo Conceito de Rio Contínuo (Vannote *et al.*, 1980), que estabelece que a diversidade, produtividade, temperatura, relações bióticas e aporte de matéria orgânica, se alteram de forma previsível ao longo do curso de um rio. Diferentes trechos em riachos podem disponibilizar habitats que fornecem condições e recursos peculiares, os quais interagem com os fatores bióticos locais, determinando a diversidade e a complexidade estrutural do ambiente (Hynes, 1970).

A heterogeneidade ambiental ao longo do gradiente contínuo pode estar relacionada com a ocorrência de diferentes grupos funcionais de macroinvertebrados (Merritt & Cummins, 1996a), sendo que a distribuição destes organismos deve refletir as alterações unidirecionais e lineares das condições e recursos no interior dos sistemas lóticos, demonstrando a localização do recurso alimentar como resposta das adaptações e preferências na dieta exibidas por estes organismos, assim como das variações na própria biomassa no ambiente ao longo do rio (Vannote *et al.*, 1980).

Tais variações entre os trechos em riachos podem interferir na força de interação entre as espécies e sustentar membros particulares nas estruturas tróficas (Power & Dietrich, 2002), assim como, comprometer a taxa de consumo e a ocorrência de determinados táxons, influenciando a estrutura e a estabilidade das teias alimentares (Huxel & McCann, 1998). A identificação das características locais ao longo do gradiente contínuo e como estes fatores

interferem na estrutura trófica corroboram com informações sobre o mosaico de interações dos ambientes lóticos.

Portanto, a distribuição e comportamento dos organismos aquáticos variam como resultado da interação com o hábito, das condições físicas do habitat e da disponibilidade alimentar (Merrit & Cummins, 1996a).

Em sistemas naturais, ao longo do gradiente longitudinal, as comunidades biológicas são ajustadas, através da substituição de espécies com o intuito de melhorar a eficiência de energia (Jungwirth, *et al.*, 2002). Já em sistemas fragmentados, quando há presença de estruturas físicas ricas, verifica-se a ocorrência de populações viáveis por fornecerem alimento, abrigo e locais para a reprodução (Jungwirth *et al.*, 2000). As comunidades de macroinvertebrados constituem um grupo de grande importância ecológica nos rios, pois representam um elo entre os recursos basais (detritos e algas) e os peixes (Allan, 1995; Giller & Malmqvist, 1998). Também realizam o biorrevolvimento da superfície do sedimento, que propicia a liberação dos nutrientes na água e auxilia na aeração dos mesmos (Dévai, 1990; Cummins *et al.*, 1989), contribuindo para a qualidade destes sistemas.

A dieta dos macroinvertebrados pode ser ajustada, conforme as alterações na disponibilidade de recursos (Plague *et al.*, 1998). A sua grande diversidade e ampla distribuição nos rios, são fatores que contribuem para a caracterização da ecologia dos ecossistemas dulcícolas (Carvalho & Uieda, 2004).

Desta forma, o objetivo deste capítulo foi avaliar se as diferenças espaciais entre dois pontos amostrais, localizados no Rio Sambaqui, Morretes-PR, interferem nas teias tróficas de macroinvertebrados, alterando seus descritores.

A hipótese que norteou as ações deste trabalho foi que não há diferenças entre as teias tróficas em dois trechos do Rio Sambaqui, Morretes, PR, considerando os aspectos espaciais.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Coleta de dados

As coletas foram realizadas nos meses de julho/2008 e julho/2009, com o objetivo de amostrar o período de seca nos dois pontos de coleta (ponto 1 e ponto 2), visto que neste período há condições mais favoráveis para a colonização e estabelecimento da comunidade aquática, favorecendo a melhor representação e avaliação das teias tróficas de macroinvertebrados. Os pontos amostrais foram determinados de acordo com a influência antrópica para a distribuição dos organismos aquáticos, sendo que o ponto 1 foi considerado o de maior integridade funcional em relação ao ponto 2. O ponto 1 apresenta maior cobertura vegetal, heterogeneidade de habitats e menor interferência antrópica, quando comparado com o ponto 2, no qual verifica-se redução na vegetação ripária resultante de ações antrópicas.

Foram utilizados dois tipos de amostradores para a coleta dos organismos, o amostrador tipo Surber e o amostrador peneira (ambos com 30x30 cm e com malha 0,5 mm de abertura). Em cada ponto foram realizadas três pseudorréplicas de cada substrato (areia, cascalho, rochas em corredeira, folhiço e vegetação marginal), sendo mantidas independentes para cada substrato.

O material foi fixado em campo com formalina 10% e acomodado em sacos e potes plásticos, para posterior preservação em álcool 70%. O material foi triado sob caixa de luz ou pelo método de flotação (Silveira *et al.*, 2004).

Os organismos foram identificados ao nível de gênero sob microscópio estereoscópico e óptico, com auxílio das chaves de identificação e literatura especializada (Mccafferty, 1981; Pérez, 1988; Lopretto & Tell, 1995; Trivinho-Strixino & Strixino, 1995; Merrit & Cummins, 1996a; Wiggins, 1996; Chacón & Segnini, 1996; Nieser & De Melo, 1997; Buckup & Bond-Buckup, 1999; Costa *et al.*, 2004; Mugnai *et al.*, 2010).

A dieta dos organismos foi definida de acordo com a literatura especializada (Rogers, 1949; Basch, 1959; Wiggins & Mackay, 1978; Pereira *et al.*, 1982; Dos santos *et al.*, 1986; Camilo, 1992; Merrit & Cummins, 1996a; Merrit & Cummins, 1996b; Schneider, 1997; Ramírez *et al.*, 1998;; Da-Silva, 1998; Alencar *et al.*, 1999; Oliveira *et al.*, 1999; Keiper & Foote, 2000; Benke *et*

al., 2001; Polegatto & Froehlich, 2001; Mathuriau & Chauvet, 2002; Stark & Zúñiga, 2003; Henriques-Oliveira *et al.*, 2003; Motta & Uieda, 2004; Goulart & Callisto, 2005; Trivinho-Strixino & Strixino, 2005; Gil *et al.*, 2006; Paunović *et al.*, 2006; Tomanova *et al.*, 2006; Andrade *et al.*, 2008; Gamboa *et al.*, 2009; Carvalho & Uieda, 2009; Da Silva *et al.*, 2009; Walshe, 2009; Cortezzi, 2009).

2.2 Análise de dados

Para determinar cada ligação consumidor-recurso, além da literatura especializada, foi estabelecido que ambos fossem encontrados no mesmo substrato. Os organismos de maior mobilidade foram considerados presentes em todos os substratos do ponto amostrado.

As espécies basais foram classificadas em: (a) o biofilme de microrganismos (ou matriz microbiótica); (b) algas, briófitas, perifíton; (c) matéria orgânica em suspensão; (d) detritos vegetais; (e) detritos animais e (f) material animal alóctone. Os organismos coletados foram categorizados em espécies intermediárias e espécies de topo. O termo espécies neste estudo, não é referente ao conceito biológico de espécies, ele foi utilizado como espécies tróficas ou taxa.

Para a formulação da teia, foi elaborada uma matriz binária (“1” presença de interação e “0” ausência da mesma) (Cohen *et al.*, 1990), sendo que, as colunas representam os recursos e as linhas os consumidores. As análises para a representação do fluxo de energia nas teias tróficas foram obtidas com o auxílio do software Pajek (Program for Large Network Analysis), versão 1.28 (Batagelj & Mrvar, 1998).

Para realizar uma análise comparativa entre as teias alimentares dos dois pontos amostrais, foram mensurados: o cálculo de nove descritores (Tab. 1); riqueza de Margalef (S) e o índice de diversidade de Shannon-Weanner (H').

Através do Programa computacional Past, versão 2.02 (Hammer *et al.*, 2007), foi realizado o teste da ANOVA (one-way), a fim de verificar se há diferenças significativas entre os descritores utilizados para a caracterização das estruturas tróficas.

Para análise de significância entre as amostras foi utilizado o teste Jackknife (Magurran, 1988) para os resultados de riqueza (S) e para a diversidade (H'), o teste *Diversity test*. Estes índices combinados aos descritores podem auxiliar na análise, pois demonstram o padrão de distribuição das espécies ao longo do gradiente longitudinal.

TABELA 1: Descritores analisados nas teias tróficas dos pontos amostrais do Rio Sambaqui, Morretes, PR.

Propriedades da Teia	Definições
Proporção de espécies basais	Número de espécies basais dividido pelo número total de espécies.
Proporção de espécies intermediárias	Número de espécies intermediárias dividido pelo número total de espécies.
Proporção de espécies de topo	Número de espécies de topo dividido pelo número total de espécies.
Densidade de ligações	Número total de ligações dividido pelo número de espécies.
Conectância	Número total de ligações dividido pelo número máximo de possíveis ligações na teia.
Proporção de onívoros	Número de organismos que se alimentam em mais de um nível trófico, dividido pelo número total de espécies
Comprimento máximo da teia	Maior número de ligações entre a espécie basal e a espécie de topo.
Comprimento mínimo da teia	Menor número de ligações entre a espécie basal e a espécie de topo.
Número de compartimentos tróficos	Setores isolados da teia contendo representantes de todos os níveis tróficos, no entanto, sem qualquer ligação entre seus elementos.

3 RESULTADOS

3.1 Coleta e análise de dados

Foram coletados 16.226 organismos nos dois pontos amostrais, sendo 11.069 no ponto 1 e 5.157 no ponto 2. Estes pertencentes aos taxa Insecta (78,04%), Oligochaeta (20,00%), Mollusca (1,42%), Plathyhelminthes (0,35%),

Chelicerata (0,11%), Crustacea (0,01%) e Annelida (0,07%). Nos dois pontos de coleta, a grande maioria dos taxa foi composta por insetos aquáticos. No entanto, alguns grupos taxonômicos foram exclusivos do ponto 1 (Plecoptera, Lepidoptera, Megaloptera e Crustacea) e o táxon Hirudinea do ponto 2.

Os dois locais de coleta diferiram quanto à frequência relativa e ocorrência de determinados taxa (Fig. 4).

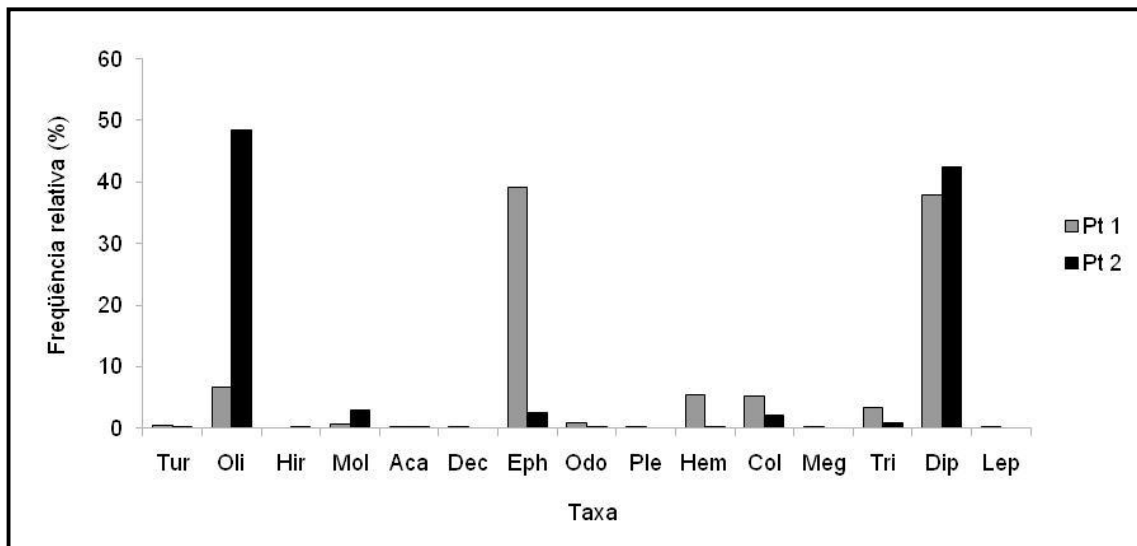


FIGURA 4: Distribuição da frequência relativa e ocorrência dos táxons coletados nos dois pontos de coleta, do Rio Sambaqui, Morretes, PR, no período de julho/2008 e julho/2009.

NOTA: Turb – Turbellaria; Oli – Oligochaeta; Hir – Hirudinea; Mol – Mollusca; Aca – Acari; Dec – Decapoda; Eph – Ephemeroptera; Odo – Odonata; Ple – Plecoptera; Hem – Hemiptera; Col – Coleoptera; Meg – Megaloptera; Tri – Trichoptera; Dip – Diptera; Lep – Lepidoptera.

O ponto 1, apresentou maior abundância com 11.069 organismos (128 gêneros) em comparação ao ponto 2, que apresentou 5.157 indivíduos (58 gêneros) (Fig. 5). A diferença entre os gêneros encontrados para os dois pontos pode implicar em variações no hábito alimentar dos organismos e conseqüentemente nas estruturas tróficas. No ponto 1, verificou-se maior ocorrência de gêneros, principalmente de insetos aquáticos, os quais foram amplamente representativos nas amostras (91,90%). Neste ponto, a maioria dos indivíduos, apresenta hábito alimentar herbívoro (35,33%), devido ao aporte de material alóctone.

No ponto 2, grande parte dos gêneros encontrados, são considerados organismos detritívoros (43,04%), pois consomem matéria orgânica particulada.

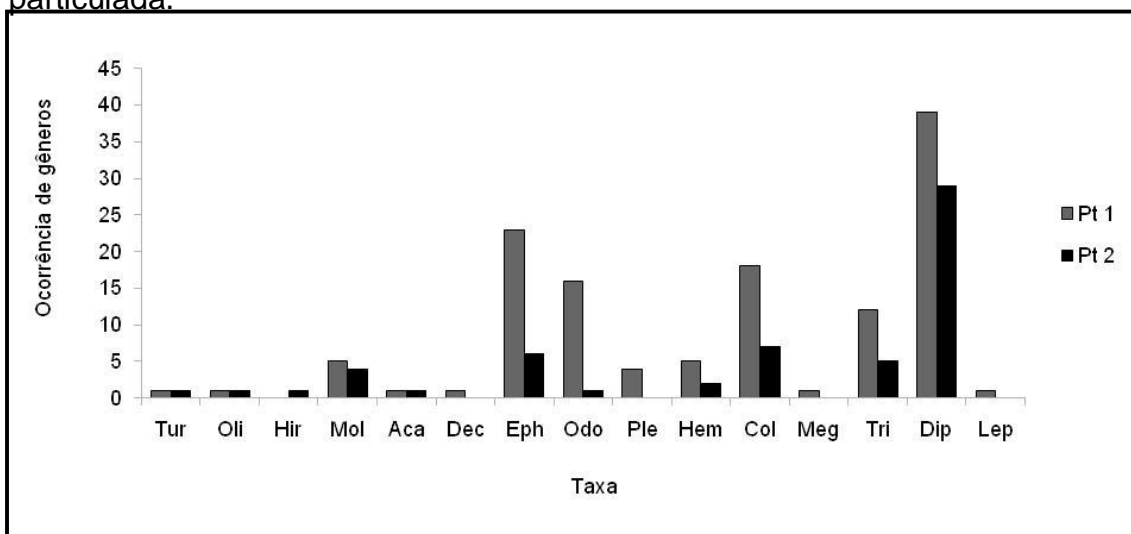


FIGURA 5: Distribuição da frequência absoluta de gêneros em cada categoria taxonômica nos dois pontos amostrais do Rio Sambaqui, Morretes, PR, no período de julho/2008 e julho/2009.

NOTA: Turb – Turbellaria; Oli – Oligochaeta; Hir – Hirudinea; Mol – Mollusca; Aca – Acari; Dec – Decapoda; Eph – Ephemeroptera; Odo – Odonata; Ple – Plecoptera; Hem – Hemiptera; Col – Coleoptera; Meg – Megaloptera; Tri – Trichoptera; Dip – Diptera; Lep – Lepidoptera.

Os índices de riqueza (S) ($p < 0,05$) e diversidade (H') ($p < 0,05$) entre os dois pontos amostrais apresentaram diferenças significativas, de acordo com o teste Jackknife e o *Diversity test*, respectivamente (Tab. 2).

TABELA 2: Índices de riqueza de Margalef (S) e diversidade de Shannon-Weanner (H') dos dois pontos amostrais do Rio Sambaqui, Morretes, PR, no período de julho/2008 e julho/2009.

	PT01 – SECO	PT 02 -SECO
Diversidade (H')	2,99	1,63
Riqueza	13,64	6,67

3.2 Teias tróficas

A teia trófica do ponto 1 foi constituída por 134 elementos e do ponto 2 por 64 elementos, sendo que seis elementos foram incluídos como basais (ou recursos) e os demais foram coletados nos substratos dos dois locais amostrados (Tab.3).

TABELA 3: Lista dos componentes das teias tróficas dos pontos amostrais (Ponto 1 e Ponto 2), no período de julho/2008 e julho/2009, do Rio Sambaqui, Morretes, PR.

PR.

		Componentes basais	
Códigos	A	Biofilme	
	B	Algas / Briófitas / Perifiton	
	C	Matéria orgânica particulada em suspensão	
	D	Detritos vegetais	
	E	Detritos animais	
	F	Material animal alóctone	
Turbellaria			
Família	Códigos	Gênero	Preferência na dieta
Dugesidae	43	<i>Dugesia sp.</i>	Onívoros
Oligochaeta			
Classe	Códigos	Gênero	Preferência na dieta
Oligochaeta	115	*	Detritívoros
Hirudinea			
Família	Códigos	Gênero	Preferência na dieta
Hirudinea	48	*	Carnívoros
Bivalvia			
Família	Códigos	Gênero	Preferência na dieta
Ancylidae	60	<i>Hebetancylus sp.</i>	Herbívoros
	78	<i>Laevapex sp.</i>	Herbívoros
Gastropoda			
Família	Códigos	Gênero	Preferência na dieta
Planorbidae	12	<i>Biomphalaria sp.</i>	Herbívoros
Lymnaeidae	92	<i>Lymnaea sp.</i>	Detritívoros e herbívoros
Physidae	133	<i>Physa sp.</i>	Herbívoros
Chelicerata			
Ordem	Códigos	Família	Preferência na dieta
Acari	70	Hydracarina	Carnívoros
Decapoda			
Família	Códigos	Gênero	Preferência na dieta
Palaemonidae	94	<i>Macrobrachium sp.</i>	Onívoros

Legenda: * Máxima identificação possível.

(continua)

Ephemeroptera				
Família	Códigos	Gênero		Preferência na dieta
Baetidae	10		*	Detritívoros e herbívoros
	3	<i>Americabaetis sp.</i>		Detritívoros e herbívoros
	6	<i>Apobaetis sp.</i>		Detritívoros e herbívoros
	11	<i>Baetodes sp.</i>		Herbívoros
	19	<i>Callibaetis sp.</i>		Detritívoros e herbívoros
	20	<i>Camelobaetidius sp.</i>		Detritívoros e herbívoros
	31	<i>Cloeodes sp.</i>		Onívoros
	103	<i>Moribaetis sp.</i>		Herbívoros
	119	<i>Paracloeodes sp.</i>		Herbívoros
	167	<i>Trepobates sp.</i>		Carnívoros
	173	<i>Tupiara sp.</i>		Herbívoros
	174	<i>Waltzophius sp.</i>		Detritívoros e herbívoros
	179	<i>Zelus sp.</i>		Detritívoros e herbívoros
Caenidae	17	<i>Caenis sp.</i>		Detritívoros e herbívoros
Euthyplociidae	21	<i>Campilocia sp.</i>		Detritívoros e herbívoros
Leptohyphidae	82		*	Herbívoros
	81	<i>Leptohyphes sp.</i>		Herbívoros
	166	<i>Traverhyphes sp.</i>		Detritívoros
	169	<i>Tricorythodes sp.</i>		Detritívoros e herbívoros
	170	<i>Tricorythopsis sp.</i>		Herbívoros
Leptophlebiidae	8		*	Detritívoros
	51	<i>Farrades sp.</i>		Onívoros
	58	<i>Hagenulopsis sp.</i>		Detritívoros e herbívoros
	97	<i>Massartella sp.</i>		Herbívoros
	165	<i>Traverella sp.</i>		Detritívoros e herbívoros

Legenda: * Máxima identificação possível.

(continua)

Odonata			
Família	Códigos	Gênero	Preferência na dieta
Calopterigidae	65	<i>Hetaerina sp.</i>	Carnívoros
Coenagrionidae	107	<i>Nehalennia sp.</i>	Carnívoros
Corduliidae	108	<i>Neocordulia sp.</i>	Carnívoros
Dictyriidae	62	<i>Heliocharis sp.</i>	Carnívoros
Gomphidae	7	<i>Archegomphus sp.</i>	Carnívoros
	50	<i>Epigomphus sp.</i>	Carnívoros
	55	<i>Gomphoides sp.</i>	Carnívoros
	131	<i>Phyllogomphoides sp.</i>	Carnívoros
	139	<i>Progomphus sp.</i>	Carnívoros
Libellulidae	16	<i>Brechmorhoga sp.</i>	Carnívoros
	44	<i>Dythemis sp.</i>	Carnívoros
	73	<i>Idiataphe sp.</i>	Carnívoros
	86	<i>Libellula sp.</i>	Carnívoros
	134	<i>Planilax sp.</i>	Carnívoros
Megapodagrionidae	66	<i>Heteragrion sp.</i>	Carnívoros
Perilestidae	128	<i>Perilestes sp.</i>	Carnívoros
Plecoptera			
Família	Códigos	Gênero	Preferência na dieta
Gripopterygidae	56	<i>Gripopteryx sp.</i>	Onívoros
Perlidae	4	<i>Anacroneuria sp.</i>	Carnívoros
	75	<i>Kempnyia sp.</i>	Onívoros
	95	<i>Macrogynoplax sp.</i>	Carnívoros
Hemiptera			
Família	Números	Gênero	Preferência na dieta
Belostomatidae	85	<i>Lethocerus sp.</i>	Carnívoros
Hebridae	61	<i>Hebrus sp.</i>	Carnívoros
Mesoveliidae	99	<i>Mesovelia sp.</i>	Carnívoros
Naucoridae	88	<i>Limnocoris sp.</i>	Carnívoros
	124	<i>Pelocoris sp.</i>	Carnívoros
Veliidae	147	<i>Rhagovelia sp.</i>	Carnívoros

(continua)

Coleoptera			
Família	Números	Gênero	Preferência na dieta
Curculionidae	156	<i>Steremnius sp.</i>	Herbívoros
Dytiscidae	23	<i>Celina sp.</i>	Carnívoros
	40	<i>Derovatellus sp.</i>	Carnívoros
	77	<i>Laccophilus sp.</i>	Carnívoros
Elmidae	67	<i>Heterelmis sp.</i>	Detritívoros
	68	<i>Hexacylloepus sp.</i>	Detritívoros e herbívoros
	69	<i>Hexanchorus sp.</i>	Detritívoros e herbívoros
	91	<i>Lutrochus sp.</i>	Detritívoros
	93	<i>Macrelmis sp.</i>	Onívoros
	109	<i>Neelmis sp.</i>	Detritívoros e herbívoros
	175	<i>Xenelmis sp.</i>	Detritívoros e herbívoros
	130	<i>Phanocerus sp.</i>	Detritívoros e herbívoros
Hydrophilidae	71	<i>Hydrophilus sp.</i>	Carnívoros
	76	<i>Laccobius sp.</i>	Herbívoros
	172	<i>Tropisternus sp.</i>	Detritívoros
Psephenidae	140	<i>Psephenus sp.</i>	Detritívoros e herbívoros
Staphylinidae	22	<i>Carpelimus sp.</i>	Detritívoros e herbívoros
	161	<i>Thinobius sp.</i>	Herbívoros
	162	<i>Thinopinus sp.</i>	Carnívoros
Megaloptera			
Família	Números	Gênero	Preferência na dieta
Corydalidae	33	<i>Corydalus sp.</i>	Carnívoros

Legenda: * Máxima identificação possível.

(continua)

Trichoptera			
Família	Números	Gênero	Preferência na dieta
Calamoceratidae	132	<i>Phylloicus sp.</i>	Herbívoros
Hydrobiosidae	9	<i>Atopsyche sp.</i>	Carnívoros
Hydropsychidae	15	<i>Blepharopus sp.</i>	Detritívoros
	83	<i>Leptonema sp.</i>	Onívoros
	153	<i>Smicridea sp.</i>	Onívoros
Hydroptilidae	110	<i>Neotrichia sp.</i>	Detritívoros e herbívoros
	114	<i>Ochotrichia sp.</i>	Herbívoros
	149	<i>Rhyachopsyche sp.</i>	Detritívoros
Leptoceridae	106	<i>Nectopsyche sp.</i>	Herbívoros
	112	<i>Notalina sp.</i>	Herbívoros
	171	<i>Triplectides sp.</i>	Herbívoros
Philopotamidae	25	<i>Chimarra sp.</i>	Detritívoros e herbívoros
Polycentropodidae	135	*	Carnívoros
	38		Detritívoros e herbívoros
	113		Carnívoros
Xyphocentronidae	176	<i>Xiphocentron sp.</i>	Detritívoros

Legenda: * Máxima identificação possível.

(continua)

Diptera			
Família	Números	Gênero	Preferência na dieta
Ceratopogonidae	151	<i>Seromyia</i> sp.	Carnívoros
Chironomidae	26	Chironominae ⁽¹⁾	Onívoros
	27	<i>Chironomus</i> sp. ⁽¹⁾	Detritívoros
	28	<i>Cladotanytarsus</i> sp. ⁽¹⁾	Detritívoros e herbívoros
	37	<i>Cryptochironomus</i> sp. ⁽¹⁾	Carnívoros
	39	<i>Demicryptochironomus</i> sp. ⁽¹⁾	Detritívoros e herbívoros
	41	<i>Dicrotendipes</i> sp. ⁽¹⁾	Detritívoros e herbívoros
	49	<i>Endotribelos</i> sp. ⁽¹⁾	Detritívoros e herbívoros
	54	<i>Goeldichironomus</i> sp. ⁽¹⁾	Detritívoros e herbívoros
	59	<i>Harnischia</i> sp. ⁽¹⁾	Detritívoros e herbívoros
	111	<i>Nilothauma</i> sp. ⁽¹⁾	Detritívoros e herbívoros
	121	<i>Paralauterborniella</i> sp. ⁽¹⁾	Detritívoros e herbívoros
	136	<i>Polypedilum</i> sp. ⁽¹⁾	Detritívoros e herbívoros
	148	<i>Rheotanytarsus</i> sp. ⁽¹⁾	Detritívoros e herbívoros
	150	<i>Saetheria</i> sp. ⁽¹⁾	Onívoros
	154	<i>Stenochironomus</i> sp. ⁽¹⁾	Onívoros
	158	<i>Tanytarsus</i> sp. ⁽¹⁾	Detritívoros e herbívoros
	117	Orthoclaadiinae ⁽²⁾	Onívoros
	34	<i>Corynoneura</i> sp. ⁽²⁾	Detritívoros e herbívoros
	36	<i>Cricotopus</i> sp. ⁽²⁾	Detritívoros e herbívoros
	105	<i>Nanocladius</i> sp. ⁽²⁾	Detritívoros e herbívoros
	159	<i>Thienemanniella</i> ⁽²⁾	Carnívoros

Legenda: * Máxima identificação possível; ⁽¹⁾ Subfamília: Chironominae; ⁽²⁾ Subfamília: Orthoclaadiinae e ⁽³⁾ Subfamília: Tanypodinae.

(continua)

Diptera			
Família	Números	Gênero	Preferência na dieta
Chironomidae	126	<i>Pentaneura sp.</i> ⁽³⁾	Onívoros
	1	<i>Ablabesmyia sp.</i> ⁽³⁾	Onívoros
	30	<i>Clinotanypus sp.</i> ⁽³⁾	Onívoros
	32	<i>Coelotanypus sp.</i> ⁽³⁾	Onívoros
	53	<i>Fittkauimyia sp.</i> ⁽³⁾	Carnívoros
	96	<i>Macropelopia sp.</i> ⁽³⁾	Onívoros
	138	<i>Procladius sp.</i> ⁽³⁾	Onívoros
	157	<i>Tanypus sp.</i> ⁽³⁾	Detritívoros e herbívoros
	160	<i>Thienemannimyia sp.</i> ⁽³⁾	Carnívoros
	178	<i>Zavrelimyia sp.</i> ⁽³⁾	Onívoros
Empididae	24	<i>Chelifera sp.</i>	Detritívoros e herbívoros
	29	<i>Clinocera sp.</i>	Carnívoros
	63	<i>Hemerodromia sp.</i>	Onívoros
Simuliidae	152	<i>Simulium sp.</i>	Detritívoros e herbívoros
Blephariceridae	14	<i>Blepharicera sp.</i>	Herbívoro
Tipulidae	164	*	Detritívoros e herbívoros
	5	<i>Antocha sp.</i>	Detritívoros e herbívoros
	64	<i>Hesperoconopa sp.</i>	Detritívoros e herbívoros
	98	<i>Megistocera sp.</i>	Herbívoros
Psychodidae	141	<i>Psychoda sp.</i>	Detritívoros
Lepidoptera			
Ordem	Números	Gênero	Preferência na dieta
Lepidoptera (larva)	79	*	Herbívoros

Legenda: * Máxima identificação possível; ⁽¹⁾ Subfamília: Chironominae; ⁽²⁾ Subfamília: Orthoclaadiinae e ⁽³⁾ Subfamília: Tanypodinae.

Os descritores analisados nas teias tróficas não demonstraram diferença significativa entre as teias dos dois pontos amostrais ($p>0,05$) (Tab. 4). No entanto, as características ambientais ao longo do gradiente contínuo, como a heterogeneidade de habitat e integridade ambiental, apresentaram variações entre os pontos amostrados, que possivelmente interferiram no padrão de estruturação das teias tróficas.

O ponto 1 apresentou maior número de espécies e ligações tróficas tróficas em relação ao ponto 2. Mas a conectância foi maior para o ponto 2 quando comparado com o ponto 1.

TABELA 4: Valores obtidos na análise dos descritores utilizados nos dois pontos amostrais do Rio Sambaqui, Morretes, PR, no período de julho/2008 e julho/2009.

	PT 01 – SECO		PT 02 – SECO	
	n	Proporção	n	Proporção
Espécies tróficas	134		67	
Espécies basais	6	0,04	6	0,09
Espécies intermediárias	91	0,68	49	0,77
Espécies de topo	37	0,28	9	0,14
Proporção de onívoros	90	0,67	42	0,66
Níveis tróficos	4		4	
Comprimento máximo da teia	3		3	
Comprimento mínimo da teia	1		1	
Ligações tróficas	939		249	
Densidade de ligações	7,01		3,89	
Conectância	0,05		0,06	

Apesar dos descritores não apresentarem diferenças significativas entre as teias, estas demonstram variações em suas composições (Fig. 6 e Fig. 7).

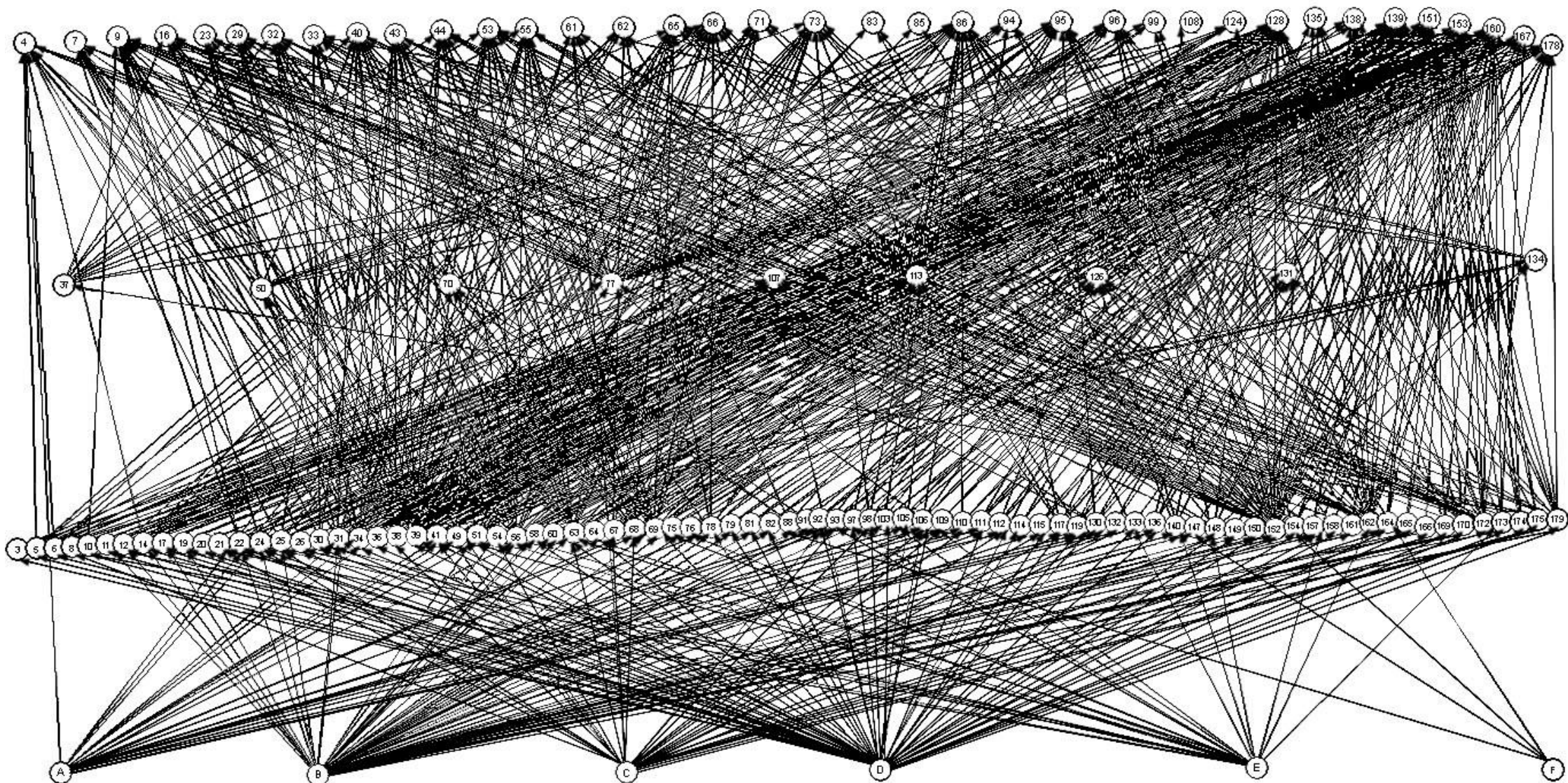


FIGURA 6: Teia trófica do ponto 1 do Rio Sambaqui, Morretes, PR, no período de julho/2008 e julho/2009. (os números correspondentes aos taxa foram descritos na tabela 3).

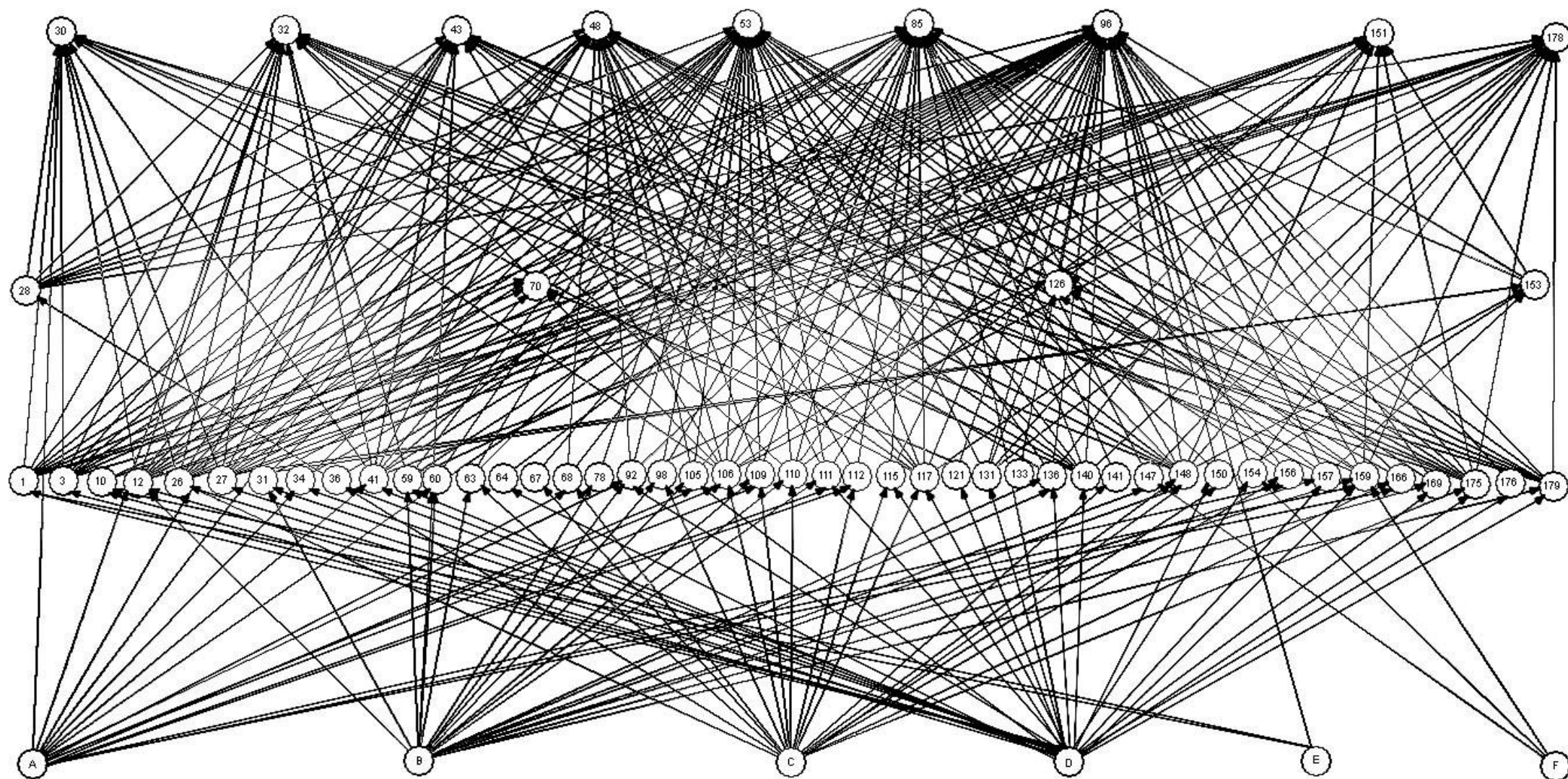


FIGURA 7: Teia trófica do ponto 2 do Rio Sambaqui, Morretes, PR, no período de julho/2008 e julho/2009. (os números correspondentes aos taxa foram descritos na tabela 3).

4 DISCUSSÃO

As características geológicas, do uso da terra e da fragmentação do habitat podem ter fortes influências sobre os organismos de acordo com a escala da paisagem, assim como para as interações tróficas entre os componentes das comunidades das teias alimentares (Allan & Johnson, 1997; Ward, 1997; Belyea & Lancaster, 1999).

Os estudos que envolvem as escalas espaciais têm demonstrado que as estruturas tróficas variam fortemente de acordo com a escala, alterando o número de espécies (Cohen, 1978; Pimm, 2002; Briand & Cohen, 1984), visto que a escala é utilizada como uma medida em termos do número de espécies nas teias tróficas.

Os resultados obtidos demonstraram diferenças na composição da comunidade de macroinvertebrados, de acordo com a variação na escala espacial entre os dois pontos. O ponto 1 apresentou maiores valores de riqueza e diversidade, em comparação ao ponto 2. Estes resultados podem ser decorrentes das alterações na entrada, disponibilidade de recursos e do ambiente físico, ao longo do gradiente longitudinal, que comprometem a ocorrência dos macroinvertebrados, devido às variações no fluxo de matéria orgânica nas teias tróficas. Estas variações podem ser explicadas pelo Conceito do Rio Contínuo (Vannote *et al.*, 1980), pois favorecem a substituição dos recursos basais dominantes do trecho superior (matéria orgânica particulada grossa) para o trecho inferior (matéria orgânica particulada fina e aumento da produtividade primária) do rio, assim como, das guildas tróficas, devido a disponibilidade de recursos, incluindo os grupos funcionais como os: predadores, filtradores e os herbívoros ao longo do gradiente longitudinal.

As características ambientais locais, também contribuem para o estabelecimento e comportamento das espécies. Locais que apresentam áreas florestadas, com maior cobertura vegetal, suportam maior riqueza de espécies, por propiciarem a integridade biótica (Bueno *et al.*, 2003), como foi verificado no ponto 1. Neste ponto, os taxa Ephemeroptera, Odonata e Trichoptera foram mais abundantes, pois os mesmos necessitam de locais com águas correntes, habitats mais heterogêneos, com maior disponibilidade de recursos provenientes da vegetação ripária, os quais são disponibilizados neste local

(Callisto *et al.*, 2001) Estas exigências exibidas por alguns grupos de macroinvertebrados, permitem a sua utilização como ferramenta no biomonitoramento dos ecossistemas dulcícolas e estabelecimento da sua integridade biótica (Karr, 1999).

No ponto 2, devido a redução da cobertura vegetal, decorrente das ações antrópicas, foi verificada uma menor riqueza de espécies em relação ao ponto 1, devido a menor disponibilidade de condições e recursos propícios para o estabelecimento e desenvolvimento dos organismos aquáticos (Baptista *et al.*, 1998). Os taxa Diptera e Oligochaeta foram mais abundantes neste ponto, no entanto, estes organismos são considerados mais tolerantes às perturbações ambientais (Callisto *et al.*, 2001).

Estas alterações ambientais locais ao longo do gradiente contínuo resultaram em teias tróficas com distintas composições (ponto 1 = 128 elementos e ponto 2 = 58 elementos), em relação à riqueza de espécies, as quais influenciaram a estruturação e a estabilidade das teias alimentares.

Estudos têm demonstrado que a riqueza de espécies, a fisiografia e a produtividade primária são os fatores que mais interferem na estruturação das teias tróficas (Winemiller, 1990), bem como na sua estabilidade. Segundo Kondoh (2003), há uma relação positiva entre a riqueza de espécies e a estabilidade da comunidade, visto que, a manutenção da estabilidade é alcançada com elevada biodiversidade. No entanto há estudos que discorda desta teoria (May, 1973; Pimm & Lawton 1978; Yodzis, 1981). Estes afirmam que o aumento na riqueza de espécies tende a desestabilizar as dinâmicas das comunidades. Segundo, May (1973), a riqueza de espécies não representa uma correlação causal com a estabilidade, estes parâmetros estão relacionados e são resultantes dos fatores ambientais. Contudo, a estabilidade de uma comunidade não pode estar relacionada apenas com o seu número de espécies, força e número de interações entre as espécies, mas também com o ambiente externo, a magnitude e intensidade da perturbação e da redundância funcional das espécies que podem apresentar papéis estabilizadores nos ecossistemas (Silva-Filho, 2004; Lawton & Brown, 1993; Naeem & Li, 1997).

Segundo, Begon *et al.* 1995, a estabilidade de uma comunidade é um conjunto de várias propriedades muito diversas, já que se pode referir a pontos de vista muito diferentes quando se diz que uma comunidade é estável.

As análises dos descritores não apresentaram diferenças significativas entre as teias tróficas para os dois pontos amostrais estudados no rio Sambaqui. As proporções de espécies basais (ponto 1 = 0,04; ponto 2 = 0,09) e intermediárias (ponto 1 = 0,68; ponto 2 = 0,77), foram mais representativas para o ponto 2, enquanto a proporção de espécies de topo (ponto 1 = 0,28; ponto 2 = 0,14) e de onívoros (ponto 1 = 0,67; ponto 2 = 0,66) foram maiores no ponto 1, em relação ao número total de espécies tróficas para cada ponto.

Estes resultados sugerem que no ponto 2, a redução na vegetação ripária favorece a produtividade primária resultando na maior proporção de espécies basais e conseqüentemente de espécies intermediárias que as utilizam como recurso.

A maior proporção de espécies de topo no ponto 1 está relacionada à sua maior integridade funcional, que possibilita a maior amplitude na dieta para alguns organismos. No entanto, a maior proporção de espécies onívoras, pode estar relacionada à maior riqueza e diversidade de espécies no ponto 1, pois alguns organismos, a fim de evitar a competição por recursos, podem apresentar o hábito generalista, assim a partilha dos recursos promoveria a coexistência (Herder & Freyhof, 2006).

O número de níveis tróficos, comprimento máximo e mínimo da teia foram os mesmos para os dois pontos amostrais. Estas propriedades nas teias tróficas permitem inferir que há ocorrência de taxas de *turnover* ao longo do gradiente contínuo, permitindo que a estruturação das teias não sofra diferenças significativas entre os pontos amostrados, devido à substituição de espécies que exploram diferentes recursos disponibilizados em cada local. Segundo Rooney *et al.* (2006), as taxas de *turnover* representam uma combinação da força de interação entre as espécies e os atributos da sua história de vida, principalmente relacionados com as características ambientais.

O *turnover* presente ao longo do gradiente contínuo está intimamente associado às características ambientais principalmente a heterogeneidade ambiental. Este fenômeno ocorre devido às mudanças ambientais que estão fortemente associadas à biota, e desta forma resultam em substituições na estrutura das comunidades (Leibold, 1996).

A densidade de ligações mostrou que no ponto 1 os organismos em média realizam 7,01 ligações tróficas, enquanto no ponto 2 esse número é de

3,89, que pode ser explicado pela maior riqueza de espécies no ponto 1, favorecendo maior número de ligações tróficas por indivíduo. No ponto 2, por apresentar uma grande proporção de espécies intermediárias, estas não contribuem no aumento do número de ligações tróficas, pois consomem apenas espécies basais.

A conectância demonstrou menor força de interação para o ponto 1 (0,05) que no ponto 2 (0,06). Segundo Thompson & Townsend (2005), áreas com maior interferência antrópica, apresentam maior conectância e proporção de espécies intermediárias (Romanuk *et al.*, 2006), do que em áreas mais florestadas. As áreas preservadas apresentam maior heterogeneidade de habitat, os quais contribuem para o aumento na riqueza de espécies (Post *et al.*, 2000).

Os valores de conectância indicam que a teia trófica do ponto 2 apresenta maior conectividade do que a teia do ponto 1. O ponto 2, mesmo com menor número de espécies, as ligações realizadas pelos organismos apresentam uma grande força de interação, resultando em uma maior conectância para esta estrutura trófica, visto que se um indivíduo for removido da teia trófica, a ausência da sua ligação pode promover alta instabilidade e levar à exclusão de outros organismos (Rezende *et al.*, 2008; Motta & Uieda, 2005).

Muitas propriedades como os descritores utilizados nas análises das teias tróficas deste trabalho, têm sido classificadas como macrodescritores (Orias, 1980), devido ao seu baixo refinamento nas análises e por apresentarem diferenças entre os modelos teóricos e os sistemas naturais (Pimm & Lawton, 1980).

Desta forma, são necessários mais esforços para quantificar a interferência da escala espacial na estrutura das teias alimentares, mas podemos concluir que ao longo do gradiente longitudinal há alterações na disponibilidade de recursos e na heterogeneidade dos habitats que interferem na dieta e na especialização dos organismos, bem como na sua estabilidade das estruturas tróficas.

Segundo Winemiller (1990), e com base nestes resultados, verifica-se que estudos com teias tróficas devem analisar as variações entre os

ambientes, pois permitem a melhor compreensão e representação das interações tróficas entre os organismos aquáticos.

De acordo com a hipótese deste capítulo, concluímos que as teias tróficas apresentaram diferenças biológicas (não estatísticas) em suas estruturas, as quais podem estar relacionadas com as alterações na integridade ambiental ao longo do gradiente contínuo. Áreas mais florestadas oferecem melhores condições e recursos para o estabelecimento e desenvolvimento da comunidade de macroinvertebrados, resultando em estruturas tróficas mais estáveis quando comparadas a ambientes com maior interferência antrópica.

5 REFERÊNCIAS

Alencar, Y.B.; Hamada, N. & Magni-Darwich, S. Stomach content analysis of potential predators of Simuliidae (Diptera: Nematocera) in two lowland forest streams, Central Amazonia, Brazil. *Anais da Sociedade Entomológica do Brasil*, 28 (2): 327-332, 1999.

Allan, J.D. *Stream ecology - Structure and Function of Running Waters*. New York: Chapman & Hall, 388p, 1995.

Allan, J.D. & Johnson, L.B. Catchment-scale analysis of aquatic ecosystems. *Freshwater Biology*, 37: 107-111, 1997.

Andrade, H.T.A.; Santiago, A.S. & Medeiros, J.F. Estrutura da Comunidade de Invertebrados Bentônicos com Enfoque nos Insetos Aquáticos do Rio Piranhas-Assu, Rio Grande do Norte, Nordeste do Brasil. *EntomoBrasilis*, 1(3): 51-56, 2008.

Baptista, D.F.; Dorvillé, L.F.M.; Buss, D.F.; Nessimian, J.L. & Soares, L.H.J. Distribuição de comunidades de insetos aquáticos no gradiente longitudinal de uma bacia fluvial do sudeste brasileiro. In: Nessimian, J.L. & Carvalho, A.L. (Eds.). *Ecologia de Insetos Aquáticos. Series Oecologia Brasiliensis*, Rio de Janeiro, Vol. V: 191-207, 1998.

Basch, P.F.A. *Freshwater Limpet (Gastropoda: Pulmonata)*. Museum of Zoology, University of Michigan, 1959.

Batagelj, V. & Mrvar, A. Pajek – Program for Large Network Analysis. *Connections*, 21 (2): 47-57, 1998.

Begon, M.; Harper, J.L. & Townsend, C.R. Ecology: Individuals, populations and communities. Blackwell Science, Taunton, Massachusetts, USA: 945pp, 1995.

Belyea L.R. & Lancaster J. Assembly rules within a contingent ecology. *Oikos*, 86: 402-416, 1999.

Benke, A.C.; Wallace, J.B.; Harrison, J.W. & Koebel, J.W. Food web quantification using secondary production analysis: predaceous invertebrates of the snag habitat in a subtropical river. *Freshwater Biology*, 46: 329-346, 2001.

Briand, F. & Cohen, J.E. Community food webs have scale-invariant structure. *Nature (London)*, 307: 264-266, 1984.

Buckup, L. & Bond-Buckup, G. Os Crustáceos do Rio Grande do Sul. Porto Alegre: Editora da Universidade UFRGS, 1999.

Bueno, A.P.; Bond-Buckup, G. & Ferreira, B.D.P. Estrutura da comunidade de invertebrados bentônicos em dois cursos d'água do Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 20 (1): 115-125, 2003.

Callisto, M.; Moretti, M. & Goulart, M. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*. Vol. 06: 71-82, 2001.

Camilo, G.R. Food Web Analysis of macrobenthic riffle communities. *Dissertação de Zoologia*, 1992.

Carvalho, E.M. & Uieda, V.S. Colonização por macroinvertebrados bentônicos em substrato artificial e natural em um riacho da serra de Itatinga, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 21(2): 287-293, 2004.

Carvalho, E.M. & Uieda, V.S. Diet of invertebrates sampled in leaf-bags incubated in a tropical headwater stream. *Zoologia*, 26 (4): 694-704, 2009.

Chacón, M.M. & Segnini, S. Reconocimiento Taxonomico de las Nayades del Orden Ephemeroptera en la Deriva de dos Rios de Alta Montaña en el Estado Merida, Venezuela. *Bol. Entomol. Venez. N.S.*, 11 (2): 103-122, 1996.

Chase, J.M. Are there real differences among aquatic and terrestrial food webs? *Trends in Ecology and Evolution*, 15 (10): 408-412, 2000.

Cohen, J.E. Food webs and niche space. Princeton University Press, Princeton, New Jersey, 1978.

Cohen, J. E.; Briand, F. & Newman, C. M. Community Food Webs: data and theory. *Biomathematics*. Springer, Berlin, v. 20, 1990.

Cortezzi, S.S. Crescimento de *Thraulodes* sp. e evolução morfológica da cabeça e de peças bucais de Leptophlebiidae (Ephemeroptera): uma abordagem morfométrica. Botucatu, SP, 2009. Mestrado em Ciências Biológicas – Zoologia. 71 p.

Cortezzi, S.S.; Bispo, P.C.; Paciencia, G.P. & Leite, R.C. Influência da ação antrópica sobre a fauna de macroinvertebrados aquáticos em riachos de uma região de cerrado do sudoeste do Estado de São Paulo. Iheringia, Série Zoologia, Porto Alegre, 99(1):36-43, 2009.

Costa, J.M.; De Souza, L.O.I. & Oldrini, B.B. Chave para Identificação das Famílias e Gêneros das Larvas Conhecidas de Odonata do Brasil: Comentários e Registros Bibliográficos (Insecta, Odonata). Publicações Avulsas do Museu Nacional, Rio de Janeiro, 99: 1- 44, 2004.

Cummins, K.W. Trophic Relations of Aquatic Insects. Annual Review of Entomology, 18: 183-206, 1973.

Cummins, K.W.; Wilzbach, M.A.; Gates, D.M.; Perry, J.B. & Taliaferro, W.B. Shredders and riparian vegetation. BioScience, 39 (1): 24-30, 1989.

Da Silva, F.L.; Pauleto, G.M.; Talamoni, J.L.B. & Ruiz, S.S. Categorização funcional trófica das comunidades de macroinvertebrados de dois reservatórios na região Centro-Oeste do Estado de São Paulo, Brasil. Acta Scientiarum. Biological Sciences, Maringá, 31 (1): 73-78, 2009.

Da-Silva, E.R. Estratégias de adaptação das espécies de ephemeroptera às condições ambientais da restinga de Maricá, estado do Rio de Janeiro. In Nessimian, J.L. & Carvalho, A.L. (eds). Ecologia de Insetos Aquáticos. Oecologia Brasiliensis, vol. V: 29-40, 1998.

Dévai, G. Ecological background and importance of the change of chironomid fauna (Diptera: Chironomidae) in shallow Lake Balaton. Hidrobiologia, 191 (1): 189-198, 1990.

Dos Santos, M.B.L. & De Freitas, J.R. Consumo quantitativo e qualitativo de perífiton colonizado em substrato artificial, por *Biomphalaria tenagophila* (Gastropoda, Planorbidae). Memórias do Instituto Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 81 (4): 359-364, 1986.

Finlay, J.C.; Khandwala, S. & Power, M.E. Spatial Scales of Carbon Flow in a River Food Web. Ecology, 83 (7): 1845-1859, 2002.

Gamboa, M.; Chácon, M.M. & Segnini, S. Diet composition of the mature larvae of four *Anacroneuria* species (Plecoptera: Perlidae) from the Venezuelan Andes. Aquatic Insects (en prensa), 2009.

Gil, M.A., Garelis, P.A. & Vallania, E.A. Hábitos alimenticios de larvas de *Polycentropus joergenseni* Ulmer, 1909 (Trichoptera: Polycentropodidae) en el río Grande (San Luis, Argentina). *Gayana*, 70(2): 206-209, 2006.

Giller, P.S. & Malmqvist, B. *The Biology of Streams and Rivers*. Oxford University Press, New York, 296 p., 1998.

Goulart, M. & Callisto, M. Mayfly distribution along a longitudinal gradient in Serra do Cipó, southeastern Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 17(1): 1-13, 2005.

Hammer, Ø.; Harper, D. A. T. & Ryan, P. D. PAST - PALaeontological STatistics, version 1.89. World Wide Web electronic publication, accessible at <http://folk.uio.no/ohammer/past/past.pdf>, 2007.

Hauer, F.R. & Lamberti, G.A. *Methods in Stream Ecology*. Academic Press, San Diego, 674 p, 1996.

Henriques-Oliveira, A.L.; Nessimian, J.L. & Dorvillé, L.F.M. Feeding habits of Chironomid larvae (Insecta: Diptera) from a stream in the Floresta da Tijuca, Rio de Janeiro, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, São Carlos, 63 (2): 269-281, 2003.

Herder, F. & Freyhof, J. Resource partitioning in a tropical stream fish assemblage. *Journal of Fish Biology* 69:571-589, 2006.

Huxel, G.R. & McCann, K. Food web stability: the influence of trophic flows across habitats. *The American Naturalist*, 152(3): 460-469, 1998.

Hynes, H.B. *The ecology of running waters*. University of Toronto Press, Toronto, 555 p., 1970.

Jungwirth, M.; Muhar, S. & Schmutz, S. Fundamentals of fish ecological integrity and their relation to the extended serial discontinuity concept. *Hydrobiologia*, 422 / 423: 85-97, 2000.

Jungwirth, M.; Muhar, S. & Schmutz, S. Re-establishing and assessing ecological integrity in riverine landscapes. *Freshwater Biology*, 47: 867-887, 2002.

Karr, J.R. Defining and measuring river health. *Freshwater Biology*, 41: 221-234, 1999.

Keiper, J.B. & Foote, B.A. Biology and Larval Feeding Habits of Coexisting Hydroptilidae (Trichoptera) from a Small Woodland Stream in Northeastern Ohio. *Annals of the Entomological Society of America*, 93 (2): 225-234, 2000.

Kondoh, M. Foraging Adaptation and the Relationship Between Food-Web Complexity and Stability. *Science*, Vol 299, 2003.

Lawton, J.H. & Y.K. Brown, Redundancy in ecosystems. In E.D. Schulze & H.A. Mooney (eds), *Biodiversity and Ecosystem Function*. Springer-Verlag, Berlin, Alemanha: 255-271, 1993.

Leibold, M.A. A Graphical Model of Keystone Predators in Food Webs: Trophic Regulation of Abundance, Incidence, and Diversity Patterns in Communities. *The American Naturalist*, 147 (5): 784-812, 1996.

Lopretto, E.C. & Tell, G. *Ecosistemas de águas continentais – Metodologias para seu estudo*. Ediciones Sur: La Plata, Tomo II e III, p. 1401, 1995.

Magurran, A. E. *Ecological Diversity and its Measurement*. Croom Helm. London, 179 p, 1988.

Mathuriau, C. & Chauvet, E. Breakdown of leaf litter in a neotropical stream. *Journal of the North American Benthological*, 21(3): 384 – 396, 2002.

May, R.M. *Stability and complexity in model ecosystems*. Princeton University, Press, Princeton, New Jersey, USA, 292pp, 1973.

Mccafferty, W.P. *Aquatic Entomology - The Fishermen's and Ecologists' Illustrated Guide to Insects and Their Relatives*. Inc, Boston: Jones and Bartlett Publishers, 1981.

Merrit, R.W. & Cummins, K.W. *An introduction to the aquatic insects of North America*, 3.ed. Kendall/Hunt Publishing Company, Dubuque, 722p, 1996a.

Merrit, R.W. & Cummins, K.W. Trophic relations of macroinvertebrates. In: Hauer, F.R.; Lamberti, G.A. *Methods in stream ecology*. Academic Press, San Diego, 1996b.

Motta, R.L. & Uieda, V.S. Diet and trophic groups of an aquatic insect community in a tropical stream. *Brazilian Journal of Biology*, 64(4): 809-817, 2004.

Motta, R.L. & Uieda, V.S. Food web structure in a tropical stream ecosystem. *Austral Ecology*, 30 (1): 58-73, 2005.

Mugnai, R.; Nessimian, J.L. & Baptista, D.F. *Manual de Identificação de Macroinvertebrados Aquáticos do Estado do Rio de Janeiro*. Technical Books Editora. Rio de Janeiro, 1 ed., 176 p., 2010.

Naeem, S. & Li, S. Biodiversity enhances ecosystem reliability. *Nature*, 390: 507-509, 1997.

Nieser, N. & De Melo, A. L. *Os heterópteros aquáticos de Minas Gerais. Guia Introductório com chave de Identificação para as espécies de Nepomorpha e Gerromorpha*. Belo Horizonte: Editora UFMG, MG, 1997.

Oliveira, L.G.; Bispo, P.C.; Crisci, V.L. & Sousa, K.G. Distribuições de categorias funcionais alimentares de larvas de Trichoptera (Insecta) em uma região serrana do Brasil Central. *Acta Limnologica Brasiliensis*, 11 (2): 173-183, 1999.

Orians, G.H. Micro and macro in ecological theory. *BioScience*, 30:79, 1980.

Paunović, M.; Jakovčev-Todorović, D.; Simić, V.; Stojanović, B. & Petrović, A. Trophic relations between macroinvertebrates in the Vlasina River (Serbia). *Archives of Biological Sciences, Belgrade*, 58 (2): 105-114, 2006.

Pereira, C.R.D.; Anderson, N.H. & Dudley, T. Gut content analysis of aquatic insects from wood substrates. Entomology Department Oregon State University, Corvallis, OR, 1982.

Pérez, G. R. Guia para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos Del Departamento de Antioquia. Editorial Presencia Ltda, Bogotá, 1988.

Pimm, S.L. Food webs. The University of Chicago Press, Ltd, London, 2002.

Pimm, S.L. & Lawton. On feeding on more than one trophic level. *Nature*, 275: 542-544, 1978.

Pimm, S.L. & Lawton, J.H. Are food webs divided into compartments? *The Journal of Animal Ecology*, 49: 879-898, 1980.

Plague, G.R., Wallace J.B. & Grubaugh J.W. Linkages between trophic variability and distribution of *Pteronarcys* spp. (Plecoptera: Pteronarcyidae) along a stream continuum. *American Midland Naturalist*, 139: 224-234, 1998.

Polegatto, C.M. & Froehlich, C.G. Functional morphology of the feeding apparatus of the nymph of *Farrodes* sp. (Ephemeroptera: Leptophlebiidae). *Acta Zoologica (Stockholm)*, 82: 165-175, 2001.

Post, D. M.; Pace, M. L. & Hairston, N. G. Ecosystem size determines food-chain length in lakes. *Nature* 405: 1047-1049, 2000.

Power, M.E. & Dietrich, W.E. Food webs in river networks. *Ecological Research*, 17: 451-471, 2002.

Ramírez, A.; Paaby, P.; Pringle, C.M. & Agüero, G. Effect of habitat type on benthic macroinvertebrates in two lowland tropical streams, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 46 (6): 201-213, 1998.

Rezende, C.F.; Caramaschi, E.M.P. & Mazzoni, R. Fluxo de energia em comunidades aquáticas, com ênfase em ecossistemas lóticos. *Oecologia brasiliensis*, 12 (4): 626-639, 2008.

Rogers, J.S. The life history of *Megistocera longipennis* (Macquart) (Tipulidae, Diptera), a member of the neuston fauna. Museum of Zoology University of Michigan, n. 521, 1949.

Romanuk, T.N.; Jackson, L.J.; Post, J.R.; McCauley, E. & Martinez, N.D. The structure of food webs along river networks. *Ecography*, 29: 1-8, 2006.

Rooney, N.; McCann, K.; Gellner, G. & Moore, J.C. Structural asymmetry and the stability of diverse food webs. *Nature Publishing Group*, Vol. 442, 2006.

Schneider, D.W. Predation and food web structure along a habitat duration gradient. *Oecologia*, 10 (4): 567-575, 1997.

Silva-Filho, M.I. Perturbação hidrológica, estabilidade e diversidade de macroinvertebrados em uma zona úmida (lagoas intermitentes) do semi-árido brasileiro. São Carlos, SP, 2004. Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais. Universidade Federal de São Carlos. 155p.

Silveira, M. P; Queiroz, J. F. & Boeira, R. C. Protocolo de coleta e preparação de amostras de macroinvertebrados bentônicos em riachos. Comunicado Técnico 19. Embrapa, Jaguariúna, 2004.

Stark, B.P. & Zúñiga, M. The *Anacroneuria guambiana* complex of South America (Plecoptera: Perlidae). In E. Gaino (ed) *Research Update on Ephemeroptera & Plecoptera*. Universidad de Perugia, Perugia, Italia, p. 229-237, 2003.

Thompson, R. M. & Townsend, C. R. Energy availability, spatial heterogeneity and ecosystem size predict food-web structure in streams. *Oikos*, 108 (1): 137-148, 2005.

Tomanova, S.; Goitia, E. & Helesic, J. Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams. *Hydrobiologia*, 556: 251-264, 2006.

Trivinho-Strixino, S. & Strixino, G. Larvas de Chironomidae (Diptera) do Estado de São Paulo - Guia de Identificação e Diagnose dos Gêneros. Editora da Universidade de São Carlos. São Carlos, São Paulo, 1995.

Trivinho-Strixino, S. & Strixino, G. Two new species of *Goeldichironomus* Fittkau from southeast Brazil (Diptera, Chironomidae). *Revista Brasileira de Entomologia*, vol. 49, n. 4, 2005.

Uieda, V.S. & Kikuchi, R.M. Entrada de material alóctone (detritos vegetais e invertebrados terrestres) num pequeno curso de água corrente na Cuesta de Botucatu, São Paulo. *Acta Limnológica Brasiliense*, 7: 105-114, 1995.

Uieda, V.S. & Motta, R.L. Trophic organization and food web structure of southeastern Brazilian streams: a review. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 19 (1): 15-30, 2007.

Vannote, R.L.; Minshall, G.W. & Cummins, K. W. Sedell, J.R. & Cushing, C.E. The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37: 130-137, 1980.

Walshe, B.M. The feeding habits of certain chironomid larvae (subfamily Tendipedinae). *Proceedings of the Zoological Society of London*, 121(1): 63-79, 2009.

Ward, J.V. An expansive perspective of riverine landscapes: pattern and process across scales. *Gaia*, 6 (1): 52–60, 1997.

Wiggins, G.B. Larvae of the North American Caddisfly Genera (Trichoptera). Toronto: University of Toronto Press, 2 ed., 1996.

Wiggins, G.B. & Mackay, R.J. Some relationships between systematics and trophic ecology in nearctic aquatic insects, with special reference to trichoptera. *Ecology*, 59 (6): 1211-1220, 1978.

Winemiller, K.O. Spatial and Temporal Variation in Tropical Fish Trophic Networks. *Ecological Monographs*, 60 (3): 331 – 367, 1990.

Winemiller, K.O. & Jepsen, D.B. Effects of seasonality and fish movement on tropical river food webs. *Journal of Fish Biology*, 53: 267-296, 1998.

Wootton J.T.; Parker M.S. & Power M.E. Effects of Disturbance on River Food Webs. *Science*, 273: 1558– 1561, 1996.

Yodzis, P. The stability of real ecosystems. *Nature*, 289: 674-676, 1981.

CAPÍTULO 2

INFLUÊNCIA DA SAZONALIDADE NA ESTRUTURA DAS TEIAS TRÓFICAS DO RIO SAMBAQUI, MORRETES, PR

1 INTRODUÇÃO

Os rios são sistemas dinâmicos e caracterizados por apresentarem níveis elevados de perturbações naturais (Ward, 1989). Muitas regiões tropicais são influenciadas pelo regime hidrológico por experimentarem fortes precipitações e desta forma produzem padrões sazonais de descarga nos rios (Winemiller & Jepsen, 1998).

Segundo Junk (1980), as alterações nos ciclos hidrológicos não interferem apenas na quantidade dos recursos como também na qualidade dos mesmos, os quais influenciam a dinâmica populacional e a interação de espécies. Polis *et al.* (1996), corroboram afirmando que o fluxo hídrico permite o transporte físico dos nutrientes e o movimento dos animais entre manchas dos habitats ou ecossistemas, que interferem na produtividade, ciclagem de nutrientes e nas interações predador-presa.

As ações fluviais, como o efeito da lateralidade de um rio, também influenciam a paisagem ribeirinha, pois propiciam uma alta conectividade hidrológica, resultando em uma complexa interação e permuta entre matéria, energia e a biota através dos corpos hídricos (Robinson *et al.*, 2002). Portanto, o conhecimento das variações dos níveis fluviométricos e pluviométricos, são imprescindíveis para a compreensão das relações tróficas destes ambientes.

São poucos os estudos que incorporam os aspectos espaciais e temporais nas teias tróficas (Townsend *et al.*, 1998; Finlay *et al.*, 2002; Woodward *et al.*, 2005). A incorporação da escala temporal é de extrema importância, pois permite mensurar o tamanho, a idade e as mudanças ontogênicas dos organismos relacionadas com a dieta e como estes fatores podem afetar a estrutura e a dinâmica das teias alimentares (Tavares-Cromar & Williams, 1996).

Muitos organismos se locomovem de acordo com a variação da escala espacial e temporal, com o intuito de utilizar diferentes habitats, os quais podem estar relacionados com a disponibilidade de recursos (Polis *et al.*, 1997).

A distribuição dos organismos aquáticos, em especial, os macroinvertebrados, está intimamente relacionada a fatores limnológicos como: o nível fluviométrico, a composição do sedimento, o recurso alimentar disponível e as interações interespecíficas (Aburaya & Callil, 2007). Estes indivíduos demonstram adaptações, de acordo com a sua história de vida nestes ambientes, que contribuem para a dinâmica de recrutamento, tamanho e densidade populacional, comprometendo a estrutura das teias tróficas aquáticas (Winemiller & Jepsen, 1998).

Os macroinvertebrados são predominantes nas estruturas tróficas dos ecossistemas aquáticos (Wallace *et al.*, 1987), devido a sua grande atuação no processamento da matéria orgânica particulada e porque servem de alimento para os níveis tróficos adjacentes e superiores (Callisto & Esteves, 1998; Moreira & Zuanon, 2002). Portanto, são amplamente utilizados como ferramentas para a compreensão das variações ambientais permitindo uma melhor análise das estruturas tróficas.

Considerando a importância das variações temporais na estruturação e dinâmica da comunidade de macroinvertebrados, o objetivo deste capítulo foi analisar comparativamente as teias tróficas, de acordo com a variação sazonal, em cada um dos dois pontos amostrais do Rio Sambaqui, Morretes, PR.

A hipótese que norteou as ações deste trabalho foi que não há diferenças entre as teias tróficas em dois pontos do Rio Sambaqui, Morretes, PR, em períodos com diferentes índices pluviométricos.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Coleta de dados

Foram realizadas quatro amostragens em cada trecho do rio (Ponto 1 e Ponto 2), nos períodos de seca (menor intensidade pluviométrica) e cheia (maior incidência de chuvas), nos meses de março/2008, julho/2008, dezembro/2008 e julho/2009. O ponto 1 está localizado em uma área que apresenta áreas florestadas e pouca interferência antrópica. Já o ponto 2, recebe maior influência de moradias e práticas agrícolas no entorno do rio, contribuindo para a redução na cobertura vegetal.

Para caracterizar os períodos de seca e de cheia, foram obtidos os dados pluviométricos no SIMEPAR, para o intervalo de dez anos (Fig. 8).

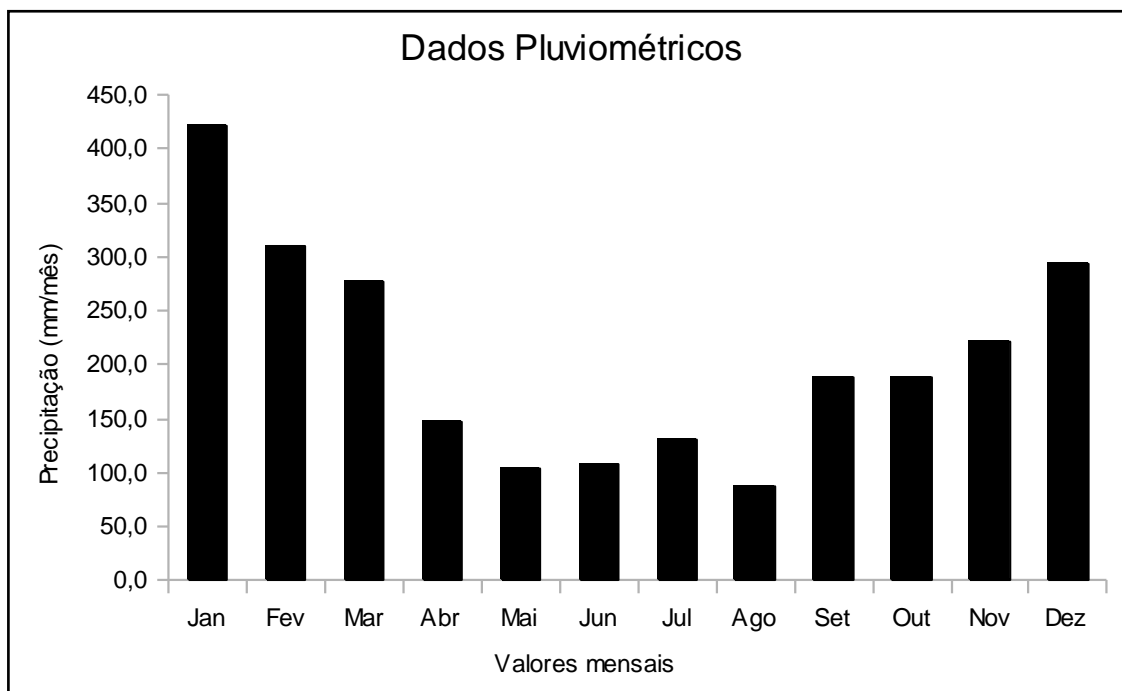


FIGURA 8: Representação gráfica da precipitação média mensal, registrada ao longo de dez anos (1999 a 2009), para o município de Morretes, PR (Fonte: SIMEPAR).

Para a coleta dos organismos foram utilizados dois tipos de amostradores: o amostrador tipo Surber e a peneira (ambos com 30x30 cm e com malha 0,5 mm de abertura). Foram amostrados em todas as coletas, três pseudorréplicas de cada substrato (areia, cascalho, folhiço, rochas em corredeira e vegetação marginal).

O material foi fixado em campo com formalina 10% e acomodado em sacos e potes plásticos, para posterior preservação em álcool 70%. O material foi triado sob caixa de luz ou pelo método de flotação (Silveira *et al.*, 2004).

Os organismos foram identificados ao nível de gênero sob microscópio estereoscópico e óptico, com auxílio das chaves de identificação e literatura especializada (Mccafferty, 1981; Pérez, 1988; Lopretto & Tell, 1995; Trivinho-Strixino & Strixino, 1995; Merrit & Cummins, 1996a; Wiggins, 1996; Chacón & Segnini, 1996; Nieser & De Melo, 1997; Buckup & Bond-Buckup, 1999; Costa *et al.*, 2004; Mugnai *et al.*, 2010).

A dieta dos organismos foi definida de acordo com a literatura especializada (Rogers, 1949; Basch, 1959; Wiggins & Mackay, 1978; Pereira *et al.*, 1982; Dos santos *et al.*, 1986; Camilo, 1992; Merrit & Cummins, 1996a; Merrit & Cummins, 1996b; Schneider, 1997; Ramírez *et al.*, 1998;; Da-Silva, 1998; Alencar *et al.*, 1999; Oliveira *et al.*, 1999; Keiper & Foote, 2000; Benke *et al.*, 2001; Polegatto & Froehlich, 2001; Mathuriau & Chauvet, 2002; Stark & Zúñiga, 2003; Henriques-Oliveira *et al.*, 2003; Motta & Uieda, 2004; Goulart & Callisto, 2005; Trivinho-Strixino & Strixino, 2005; Gil *et al.*, 2006; Paunović *et al.*, 2006; Tomanova *et al.*, 2006; Andrade *et al.*, 2008; Gamboa *et al.*, 2009; Carvalho & Uieda, 2009; Da Silva *et al.*, 2009; Walshe, 2009; Cortezzi, 2009).

2.2. Análise de dados

2.2.1 Dados bióticos e interferência da sazonalidade

As teias alimentares foram analisadas em cada ponto, comparando-se os períodos de diferentes precipitações pluviométricas (seca e cheia).

Para verificar a preferência alimentar, os organismos foram classificados em: (1) detritívoros, (2) herbívoros, (3) carnívoros e (4) onívoros, sendo que os organismos classificados como onívoros alimentam-se em mais de um nível trófico.

Foi realizada a análise de similaridade segundo Jaccard, pelo método de aglomeração *Unweighted pair-group average*, com valor cofenético igual a 0,47, para verificar a semelhança entre os pontos e períodos amostrados (Hammer *et al.*, 2007).

2.2.2 Teias tróficas

Para cada ponto amostral (ponto 1 e ponto 2), foi proposta uma teia para o período seco e outra para o período chuvoso. Para a elaboração da teia, as espécies foram classificadas em:

- basais:
 - (a) o biofilme de microrganismos (ou matriz microbiótica);
 - (b) algas, briófitas, perifíton;
 - (c) matéria orgânica em suspensão;

- (d) detritos vegetais;
- (e) detritos animais e
- (f) material animal alóctone;
- intermediárias; e
- topo.

O termo espécies neste estudo, não é referente ao conceito biológico de espécies, ele foi utilizado como espécies tróficas ou taxa.

A representação gráfica do fluxo de energia nas teias tróficas foi obtida com o auxílio do software Pajek (Program for Large Network Analysis), versão 1.28 (Batagelj & Mrvar, 1998).

Para a análise comparativa das teias tróficas entre os períodos de coleta em cada ponto, foram mensurados o cálculo de nove descritores (Tab.1), índice de riqueza de Margalef (S) e diversidade de Shannon-Weanner (H').

Para o cálculo do índice de diversidade de Shannon-Weanner (H'), foi utilizada a análise *Diversity test*. A análise ANOVA (*one-way*), foi utilizada para testar a significância da diversidade, riqueza, abundância e dos descritores entre as amostras.

Através do software Primer, versão 6 (Clarke & Gorley, 2006), foi realizada uma análise multivariada de correspondência para comparar as propriedades das teias tróficas entre os pontos e períodos amostrados. Em seguida, todas as informações dos pontos e períodos de coleta foram analisadas em conjunto, aplicando-se o Método de Escalonamento Multidimensional (MDS), utilizando a dissimilaridade.

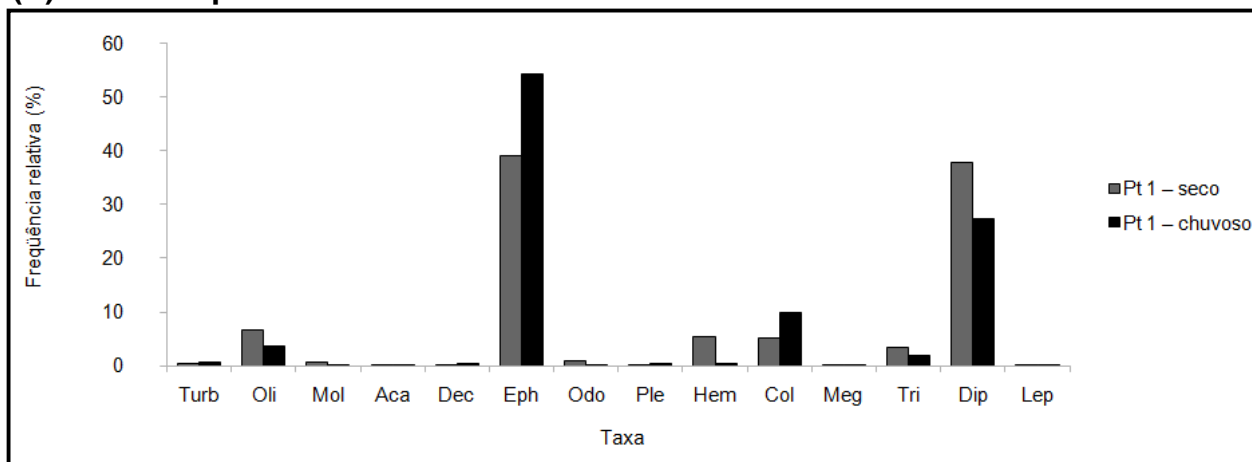
Procurou-se verificar as possíveis diferenças nas teias tróficas quanto à sazonalidade em cada ponto amostral.

3 RESULTADOS

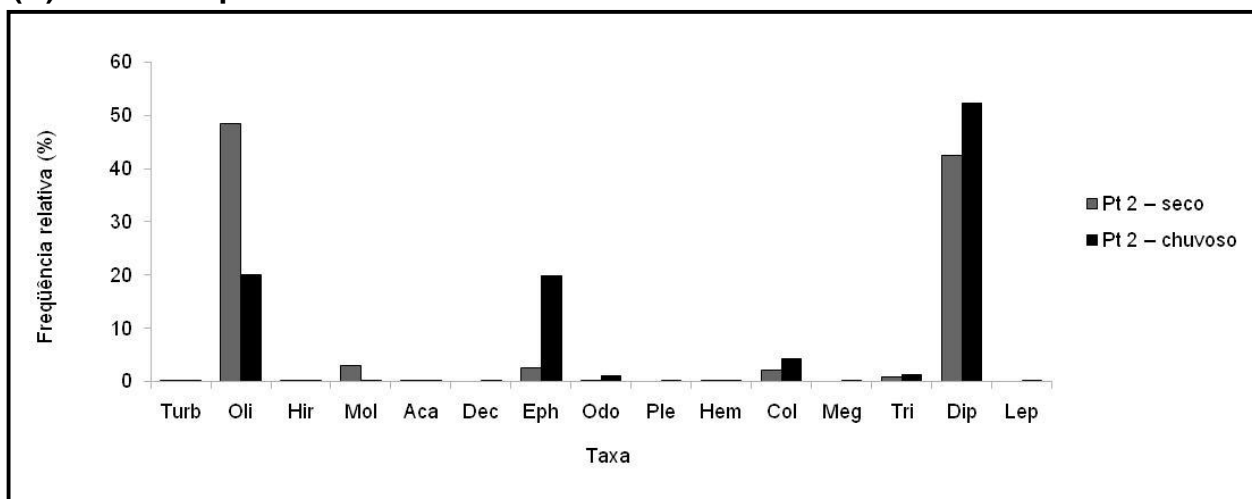
Foram coletados 21.283 organismos, pertencentes aos grupos taxonômicos Insecta (87,54%), Oligochaeta (11,23%), Platyhelminthes (0,49%), Crustacea (0,36%), Mollusca (0,22%), Chelicerata (0,14%) e Annelida (0,02%). Entretanto, no período seco, o ponto 1 apresentou exclusividade dos grupos Plecoptera, Megaloptera e Crustacea, enquanto o ponto 2 apenas de Hirudinea. Já no período chuvoso, os grupos diferiram apenas com a presença

de Annelida no ponto 2. Os períodos apresentaram diferenças quanto ao percentual de ocorrência destes grupos (Fig. 9).

(A) Ponto 1 - período seco e chuvoso



(B) Ponto 2 – período seco e chuvoso



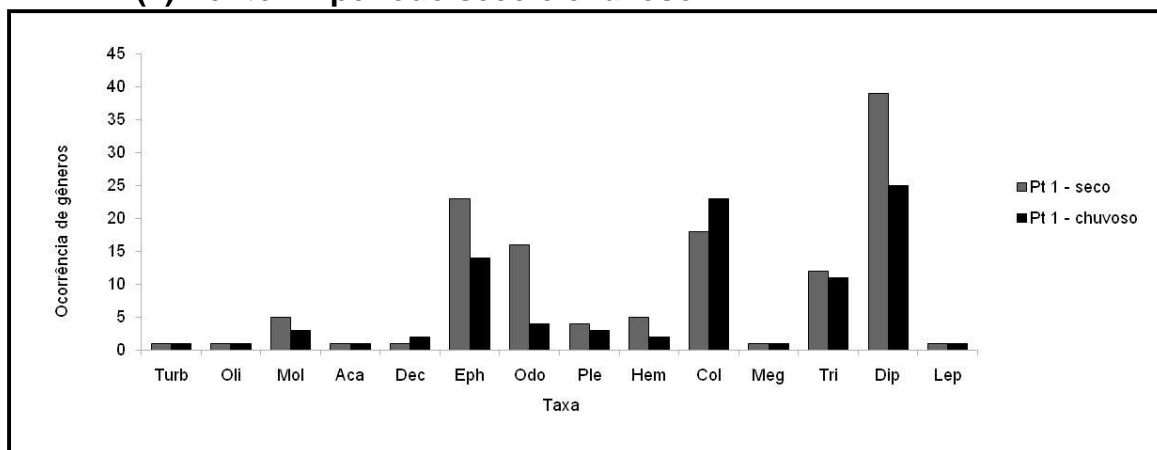
NOTA: Turb – Turbellaria; Oli – Oligochaeta; Hir – Hirudinea; Mol – Mollusca; Aca – Acari; Dec – Decapoda; Eph – Ephemeroptera; Odo – Odonata; Ple – Plecoptera; Hem – Hemiptera; Col – Coleoptera; Meg – Megaloptera; Tri – Trichoptera; Dip – Diptera; Lep – Lepidoptera.

FIGURA 9: Distribuição da freqüência relativa das ordens de macroinvertebrados encontradas no ponto 1 no período seco (Julho/2008 e Julho/2009) e chuvoso (Março/2008 e Dezembro/2008) (A) e no ponto 2 no período seco (Julho/2008 e Julho/2009) e chuvoso (Março/2008 e Dezembro/2008) (B), no Rio Sambaqui, Morretes, PR.

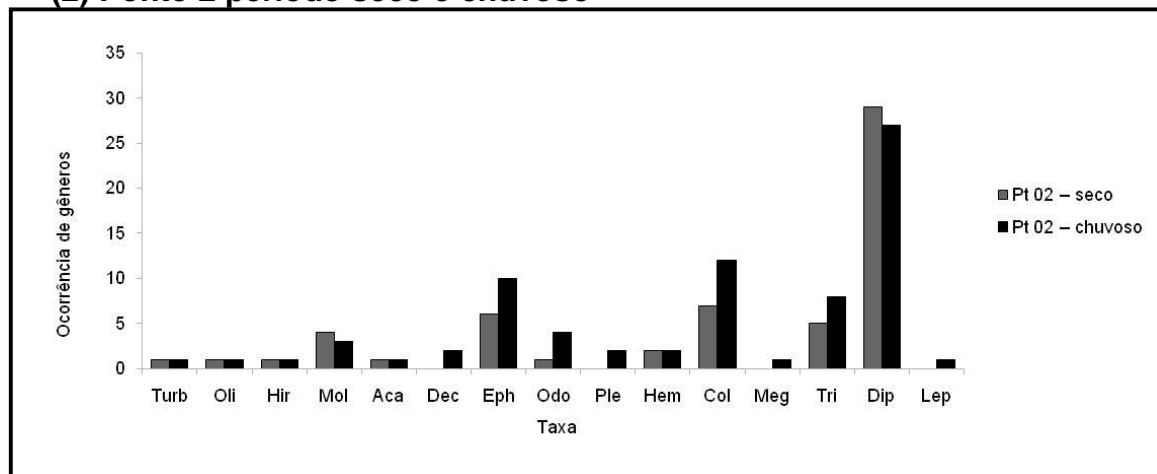
Os pontos e os períodos amostrados apresentaram diferenças quanto à ocorrência de gêneros, devido à interferência da sazonalidade (Fig. 10). O aumento do fluxo hídrico durante a cheia favorece o carreamento dos

organismos, dificultando o estabelecimento dos mesmos. No período seco, os organismos foram mais abundantes numericamente, pois foram identificados 11.069 organismos (128 gêneros) no ponto 1 e 5.157 indivíduos (58 gêneros) no ponto 2. Enquanto no período chuvoso, foram encontrados 2.724 organismos (92 gêneros) no ponto 1 e 2.333 indivíduos (75 gêneros) no ponto 2 (Tab. 5).

(1) Ponto 1 - período seco e chuvoso



(2) Ponto 2 período seco e chuvoso



NOTA: Turb – Turbellaria; Oli – Oligochaeta; Hir – Hirudinea; Mol – Mollusca; Aca – Acari; Dec – Decapoda; Eph – Ephemeroptera; Odo – Odonata; Ple – Plecoptera; Hem – Hemiptera; Col – Coleoptera; Meg – Megaloptera; Tri – Trichoptera; Dip – Diptera; Lep – Lepidoptera.

FIGURA 10: Distribuição da frequência absoluta de gêneros em cada categoria taxonômica entre os períodos amostrais. Na seqüência: (1) Ponto 1 e (2) Ponto 2. Período seco (Julho/2008 e Julho/2009) e chuvoso (Março/2008 e Dezembro/2008).

TABELA 5: Lista dos componentes das teias tróficas dos pontos amostrais (Ponto 1 e Ponto 2), no período seco (julho/2008 e julho/2009) e chuvoso (Março/2008 e Dezembro/2008), do Rio Sambaqui, Morretes, PR.

		Componentes basais	
Códigos	A	Biofilme	
	B	Algas / Briófitas / Perifiton	
	C	Matéria orgânica particulada em suspensão	
	D	Detritos vegetais	
	E	Detritos animais	
	F	Material animal alóctone	
Turbellaria			
Família	Códigos	Gênero	Preferência na dieta
Dugesidae	43	<i>Dugesia sp.</i>	Onívoros
Oligochaeta			
Classe	Códigos	Gênero	Preferência na dieta
Oligochaeta	115	*	Detritívoros
Hirudinea			
Família	Códigos	Gênero	Preferência na dieta
Hirudinea	48	*	Carnívoros
Bivalvia			
Família	Códigos	Gênero	Preferência na dieta
Ancylidae	60	<i>Hebetancylus sp.</i>	Herbívoros
	78	<i>Laevapex sp.</i>	Herbívoros
Hydrobiidae	89	<i>Littoridinops sp.</i>	Herbívoros

Legenda: * Máxima identificação possível.

(continua)

Gastropoda			
Família	Códigos	Gênero	Preferência na dieta
Planorbidae	12	<i>Biomphalaria sp.</i>	Herbívoros
Lymnaeidae	92	<i>Lymnaea sp.</i>	Detritívoros e herbívoros
Physidae	133	<i>Physa sp.</i>	Herbívoros
Chelicerata			
Ordem	Códigos	Família	Preferência na dieta
Acari	70	Hydracarina	Carnívoros
Decapoda			
Família	Códigos	Gênero	Preferência na dieta
Atyidae	137	<i>Potimirim sp.</i>	Onívoros
Palaeomonidae	94	<i>Macrobrachium sp.</i>	Onívoros
Ephemeroptera			
Família	Códigos	Gênero	Preferência na dieta
Baetidae	10	*	Detritívoros e herbívoros
	3	<i>Americabaetis sp.</i>	Detritívoros e herbívoros
	6	<i>Apobaetis sp.</i>	Detritívoros e herbívoros
	11	<i>Baetodes sp.</i>	Herbívoros
	19	<i>Callibaetis sp.</i>	Detritívoros e herbívoros
	20	<i>Camelobaetidius sp.</i>	Detritívoros e herbívoros
	31	<i>Cloeodes sp.</i>	Onívoros
	103	<i>Monibaetis sp.</i>	Herbívoros
	119	<i>Paracloeodes sp.</i>	Herbívoros
	167	<i>Trepobates sp.</i>	Carnívoros
	173	<i>Tuplana sp.</i>	Herbívoros
	174	<i>Waltzophylus sp.</i>	Detritívoros e herbívoros
	179	<i>Zelusid sp.</i>	Detritívoros e herbívoros
	17	<i>Caenis sp.</i>	Detritívoros e herbívoros
Caenidae	21	<i>Campiloca sp.</i>	Detritívoros e herbívoros
Euthyplociidae	82	*	Herbívoros
Leptohyphidae	81	<i>Leptohyphes sp.</i>	Herbívoros
	166	<i>Traverhyphes sp.</i>	Detritívoros
	169	<i>Tricorythodes sp.</i>	Detritívoros e herbívoros
	170	<i>Tricorythopsis sp.</i>	Herbívoros
	165	*	Detritívoros
Leptophlebiidae	8	*	Detritívoros
	51	<i>Farrades sp.</i>	Onívoros
	58	<i>Hagenulopsis sp.</i>	Detritívoros e herbívoros
	97	<i>Massartella sp.</i>	Herbívoros
	102	<i>Miroculis sp.</i>	Detritívoros e herbívoros
	165	<i>Traverella sp.</i>	Detritívoros e herbívoros

Legenda: * Máxima identificação possível.

(continua)

Odonata			
Família	Códigos	Gênero	Preferência na dieta
Calopterigidae	65	<i>Hetaerina sp.</i>	Carnívoros
Coenagrionidae	107	<i>Nehalennia sp.</i>	Carnívoros
Corduliidae	108	<i>Neocordulia sp.</i>	Carnívoros
Dictyodidae	62	<i>Heliocharis sp.</i>	Carnívoros
Gomphidae	7	<i>Archaeogomphus sp.</i>	Carnívoros
	50	<i>Epigomphus sp.</i>	Carnívoros
	55	<i>Gomphoides sp.</i>	Carnívoros
	131	<i>Phyllogomphoides sp.</i>	Carnívoros
	139	<i>Progomphus sp.</i>	Carnívoros
Libellulidae	16	<i>Brechmorhoga sp.</i>	Carnívoros
	44	<i>Dythemis sp.</i>	Carnívoros
	47	<i>Elasmothermis sp.</i>	Carnívoros
	73	<i>Idiataphe sp.</i>	Carnívoros
	86	<i>Libellula sp.</i>	Carnívoros
	134	<i>Planiplax sp.</i>	Carnívoros
Megapodagrionidae	66	<i>Heteragrion sp.</i>	Carnívoros
Perilestidae	128	<i>Perilestes sp.</i>	Carnívoros
Plecoptera			
Família	Códigos	Gênero	Preferência na dieta
Gripopterygidae	56	<i>Gripopteryx sp.</i>	Onívoros
	120	<i>Paragripopteryx sp.</i>	Herbívoros
Perlidae	4	<i>Anacroneuria sp.</i>	Carnívoros
	75	<i>Kempnyia sp.</i>	Onívoros
	95	<i>Macrogynoplax sp.</i>	Carnívoros
Hemiptera			
Família	Números	Gênero	Preferência na dieta
Belostomatidae	85	<i>Lethocerus sp.</i>	Carnívoros
Hebridae	61	<i>Hebrus sp.</i>	Carnívoros
Mesoveliidae	99	<i>Mesovelia sp.</i>	Carnívoros
Naucoridae	88	<i>Limnocoris sp.</i>	Carnívoros
	124	<i>Pelocoris sp.</i>	Carnívoros
Veliidae	147	<i>Rhagovelia sp.</i>	Carnívoros

(continua)

Coleoptera			
Família	Números	Gênero	Preferência na dieta
Curculionidae	156	<i>Steremnius sp.</i>	Herbívoros
Dryopidae	125	<i>Pelonomus sp.</i>	Detritívoros
Dytiscidae	23	<i>Celina sp.</i>	Carnívoros
	40	<i>Derovatellus sp.</i>	Carnívoros
	45	<i>Dytiscus sp.</i>	Carnívoros
	77	<i>Laccophilus sp.</i>	Carnívoros
Girinidae	42	<i>Dineutus sp.</i>	Carnívoros
	57	<i>Gyrinus sp.</i>	Carnívoros
Elmidae	67	<i>Heterelmis sp.</i>	Detritívoros
	68	<i>Hexacyloepus sp.</i>	Detritívoros e herbívoros
	69	<i>Hexanchorus sp.</i>	Detritívoros e herbívoros
	91	<i>Lutrochus sp.</i>	Detritívoros
	93	<i>Macrelmis sp.</i>	Onívoros
	100	<i>Microcyloepus sp. (larva)</i>	Detritívoros
	101	<i>Microcyloepus sp. (adulto)</i>	Carnívoros
	109	<i>Neaelmis sp.</i>	Detritívoros e herbívoros
	175	<i>Xenelmis sp.</i>	Detritívoros e herbívoros
	130	<i>Phanocerus sp.</i>	Detritívoros e herbívoros
Hydrophilidae	35	<i>Crenitis sp.</i>	Carnívoros
	71	<i>Hydrophilus sp.</i>	Carnívoros
	76	<i>Laccobius sp.</i>	Herbívoros
	172	<i>Tropisternus sp.</i>	Detritívoros
Psephenidae	46	<i>Ectropia sp.</i>	Herbívoros
	140	<i>Psephenus sp.</i>	Detritívoros e herbívoros
Staphylinidae	13	<i>Bledius sp.</i>	Detritívoros e herbívoros
	22	<i>Carpelimus sp.</i>	Detritívoros e herbívoros
	155	<i>Stenus sp.</i>	Herbívoros
	161	<i>Thinobius sp.</i>	Herbívoros
	162	<i>Thinopinus sp.</i>	Carnívoros
Megaloptera			
Família	Números	Gênero	Preferência na dieta
Corydalidae	33	<i>Corydalus sp.</i>	Carnívoros

Legenda: * Máxima identificação possível.

(continua)

Trichoptera			
Família	Números	Gênero	Preferência na dieta
Calamoceratidae	132	<i>Phylloicus sp.</i>	Herbívoros
Glossosomatidae	104	<i>Mortoniella sp.</i>	Detritívoros e herbívoros
Hydrobiosidae	9	<i>Atopsyche sp.</i>	Carnívoros
Hydropsychidae	15	<i>Blepharopus sp.</i>	Detritívoros
	83	<i>Leptonema sp.</i>	Onívoros
	153	<i>Smicridea sp.</i>	Onívoros
Hydroptilidae	110	<i>Neotrichia sp.</i>	Detritívoros e herbívoros
	114	<i>Ochotrichia sp.</i>	Herbívoros
	149	<i>Rhyachopsyche sp.</i>	Detritívoros
Leptoceridae	106	<i>Nectopsyche sp.</i>	Herbívoros
	112	<i>Notalina sp.</i>	Herbívoros
	171	<i>Triplectides sp.</i>	Herbívoros
Philopotamidae	25	<i>Chimarra sp.</i>	Detritívoros e herbívoros
Polycentropodidae	135		Carnívoros
	38	<i>Cynellus sp.</i>	Detritívoros e herbívoros
	113	<i>Nyctiophylax sp.</i>	Carnívoros
Xyphocentronidae	176	<i>Xiphocentron sp.</i>	Detritívoros
Diptera			
Família	Números	Gênero	Preferência na dieta
Ceratopogonidae	151	<i>Serromyia sp.</i>	Carnívoros
Chironomidae	26	Chironominae ⁽¹⁾	Onívoros
	18	<i>Caladomyia sp.</i> ⁽¹⁾	Detritívoros
	27	<i>Chironomus sp.</i> ⁽¹⁾	Detritívoros
	28	<i>Cladotanytarsus sp.</i> ⁽¹⁾	Detritívoros e herbívoros
	37	<i>Cryptochironomus sp.</i> ⁽¹⁾	Carnívoros
	39	<i>Demicryptochironomus sp.</i> ⁽¹⁾	Detritívoros e herbívoros
	41	<i>Dicrotendipes sp.</i> ⁽¹⁾	Detritívoros e herbívoros
	49	<i>Endotribelos sp.</i> ⁽¹⁾	Detritívoros e herbívoros
	52	<i>Fissimentum sp.</i> ⁽¹⁾	Detritívoros
	54	<i>Goeldichironomus sp.</i> ⁽¹⁾	Detritívoros e herbívoros
	59	<i>Harnischia sp.</i> ⁽¹⁾	Detritívoros e herbívoros

Legenda: * Máxima identificação possível; ⁽¹⁾ Subfamília: Chironominae.

(continua)

Diptera			
Família	Números	Gênero	Preferência na dieta
Chironomidae	80	<i>Lauterborniella</i> sp. ⁽¹⁾	Detritívorose herbívoros
	111	<i>Nilothauma</i> sp. ⁽¹⁾	Detritívorose herbívoros
	118	<i>Parachironomus</i> sp. ⁽¹⁾	Detritívorose herbívoros
	121	<i>Paralauterborniella</i> sp. ⁽¹⁾	Detritívorose herbívoros
	123	<i>Paratendipes</i> sp. ⁽¹⁾	Detritívoros
	129	<i>Phaenopsectra</i> sp. ⁽¹⁾	Detritívorose herbívoros
	136	<i>Polypedilum</i> sp. ⁽¹⁾	Detritívorose herbívoros
	148	<i>Rheotanytarsus</i> sp. ⁽¹⁾	Detritívorose herbívoros
	150	<i>Saetheria</i> sp. ⁽¹⁾	Onívoros
	154	<i>Stenochironomus</i> sp. ⁽¹⁾	Onívoros
	158	<i>Tanytarsus</i> sp. ⁽¹⁾	Detritívorose herbívoros
	168	<i>Tribelos</i> sp. ⁽¹⁾	Detritívorose herbívoros
	177	<i>Zavreliella</i> sp. ⁽¹⁾	Carnívoros
	117	Orthocladiinae ⁽²⁾	Onívoros
	34	<i>Corynoneura</i> sp. ⁽²⁾	Detritívorose herbívoros
	36	<i>Cricotopus</i> sp. ⁽²⁾	Detritívorose herbívoros
	90	<i>Lopescladius</i> sp. ⁽²⁾	Detritívoros
	105	<i>Nanocladius</i> sp. ⁽²⁾	Detritívorose herbívoros
	122	<i>Parametriocnemus</i> ⁽²⁾	Detritívorose herbívoros
	159	<i>Thienemanniella</i> ⁽²⁾	Carnívoros
	126	<i>Pentaneura</i> sp. ⁽³⁾	Onívoros
	1	<i>Ablabesmyia</i> sp. ⁽³⁾	Onívoros

Legenda: * Máxima identificação possível; ⁽¹⁾ Subfamília: Chironominae; ⁽²⁾ Subfamília: Orthocladiinae e ⁽³⁾ Subfamília: Tanypodinae.

(continua)

Diptera			
Família	Números	Gênero	Preferência na dieta
Chironomidae	2	<i>Alotanypus sp.</i> ⁽³⁾	Carnívoros
	30	<i>Clinotanypus sp.</i> ⁽³⁾	Onívoros
	32	<i>Coelotanypus sp.</i> ⁽³⁾	Onívoros
	53	<i>Fittkauimyia sp.</i> ⁽³⁾	Carnívoros
	96	<i>Macropelopia sp.</i> ⁽³⁾	Onívoros
	138	<i>Procladius sp.</i> ⁽³⁾	Onívoros
	157	<i>Tanypus sp.</i> ⁽³⁾	Detritívoros e herbívoros
	160	<i>Thienemannimyia sp.</i> ⁽³⁾	Carnívoros
	178	<i>Zavrelimyia sp.</i> ⁽³⁾	Onívoros
Empididae	24	<i>Chelifera sp.</i>	Detritívoros e herbívoros
	29	<i>Clinocera sp.</i>	Carnívoros
	63	<i>Hemerodromia sp.</i>	Onívoros
	116	<i>Oreogeton sp.</i>	Carnívoros
Simuliidae	152	<i>Simulium sp.</i>	Detritívoros e herbívoros
Blephariceridae	14	<i>Blepharicera sp.</i>	Herbívoros
Tipulidae	164	*	Detritívoros e herbívoros
	5	<i>Antocha sp.</i>	Detritívoros e herbívoros
	64	<i>Hesperoconopa sp.</i>	Detritívoros e herbívoros
	84	<i>Leptotarsus sp.</i>	Herbívoros
	98	<i>Megistocera sp.</i>	Herbívoros
Psychodidae	127	<i>Pericoma sp.</i>	Detritívoros
	141	<i>Psychoda sp.</i>	Detritívoros
Ptychopteridae	142	<i>Ptychoptera sp.</i>	Detritívoros
Lepidoptera			
Ordem	Números	Gênero	Preferência na dieta
Lepidoptera (larva)	79	*	Herbívoros

Legenda: * Máxima identificação possível; ⁽¹⁾ Subfamília: Chironominae; ⁽²⁾ Subfamília: Orthoclaadiinae e ⁽³⁾ Subfamília: Tanypodinae.

Podemos verificar que no ponto 1, para os dois períodos (seco e chuvoso) a dieta dos macroinvertebrados foi similar (período seco: herbívoros (35,33%); detritívoros (27,54%); carnívoros (25,75%) e onívoros (11,38%), e no período chuvoso: herbívoros (39,37%); detritívoros (31,50%); carnívoros (16,54%) e onívoros (12,60%). Enquanto para o ponto 2, foi verificada alterações na dieta para os dois períodos (período seco: detritívoros (43,04%); onívoros (35,44%); carnívoros (12,66%) e herbívoros (8,86%) e no período chuvoso: detritívoros (39,05%); herbívoros (39,05%); carnívoros (13,33%) e onívoros (8,57%) (Fig. 11).

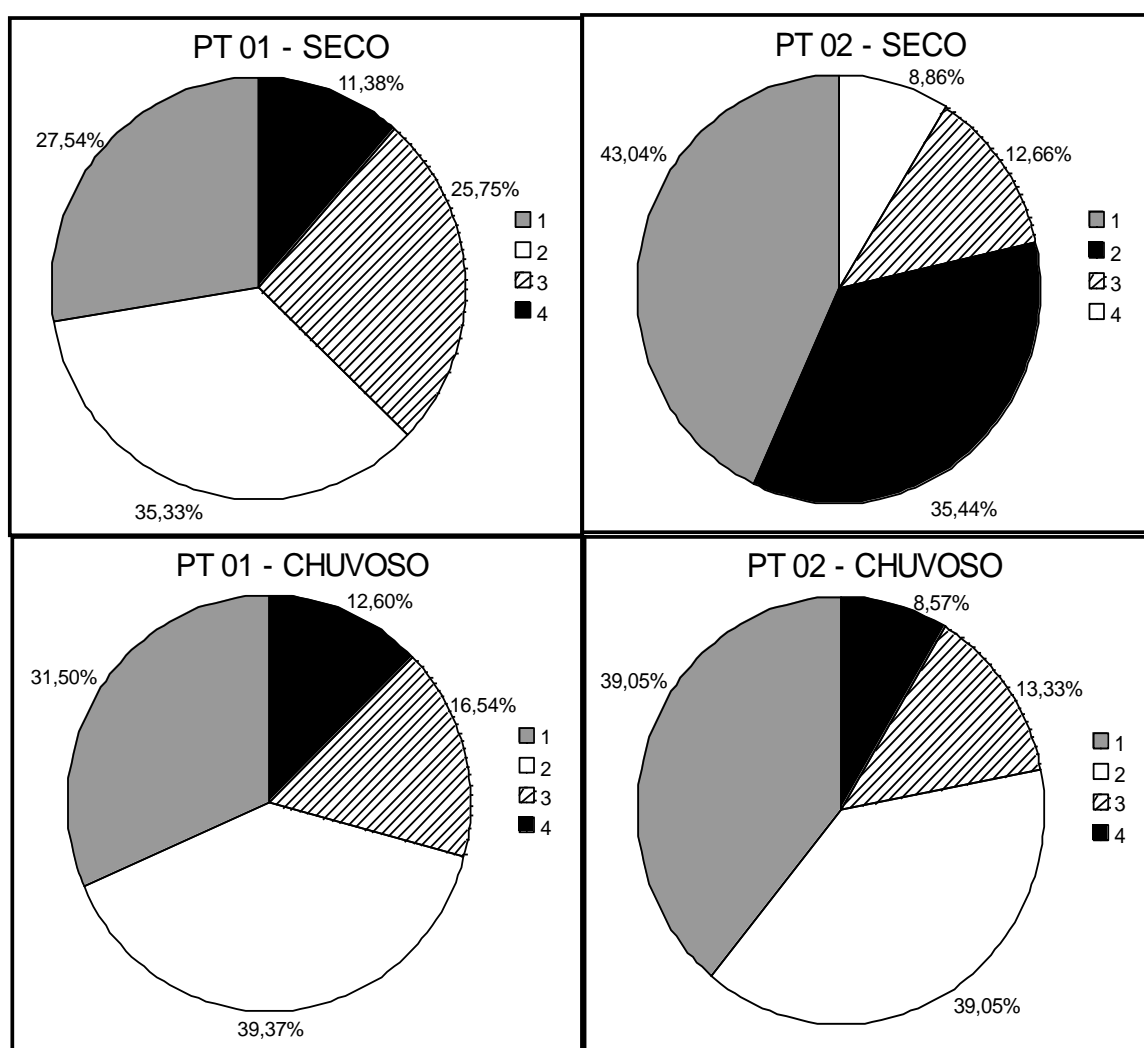


FIGURA 11: Proporções das predominâncias de dieta dos organismos aquáticos nos períodos de seca (Julho/2008 e Julho/2009) e cheia (Março/2008 e Dezembro/2008) no Rio Sambaqui, Morretes, PR.

Legenda: ■ 1 – detritívoros; □ 2 – herbívoros; ▨ 3 – carnívoros e ■ 4 – onívoros.

Segundo a análise de Jaccard, verifica-se que há maior similaridade para os pontos diferentes no mesmo período (Fig. 12). Este resultado demonstra que, apesar das diferenças de ocorrência das espécies há mecanismos que atuam durante as perturbações ambientais e permitem a manutenção da estrutura das comunidades. Sendo que o ponto 2 no período seco foi o que mais diferiu em relação aos demais (34%).

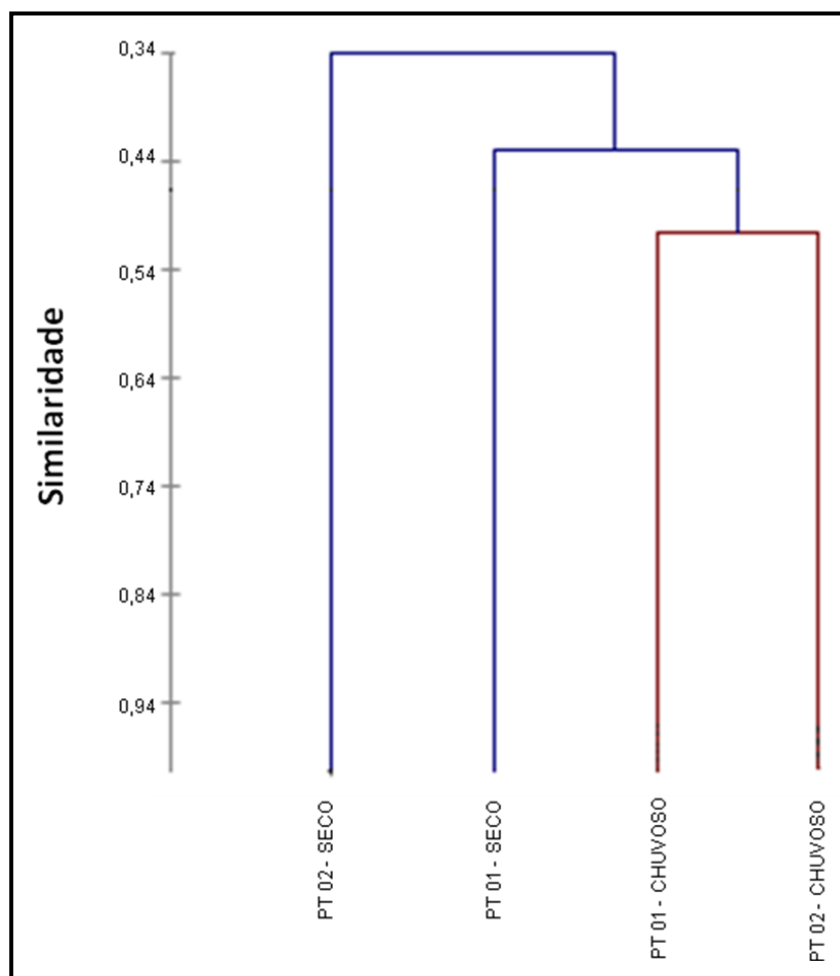


FIGURA 12: Dendrograma de similaridade de Jaccard, entre os dois pontos (Ponto 1 e Ponto 2) e períodos de coleta (Seco (Julho/2008 e Julho/2009) e Chuvoso (Março/2008 e Dezembro/2008)), no Rio Sambaqui, Morretes, PR.

Os índices de riqueza (S) e diversidade (H') apresentaram diferenças significativas entre os pontos e períodos de coleta ($p < 0,05$) (Tab. 6). Assim como, a abundância de organismos, de acordo com a análise ANOVA (one-way), foi significativa entre as amostras ($p < 0,05$).

TABELA 6: Índices de riqueza de Margalef (S) e diversidade de Shannon-Weanner (H') dos dois pontos amostrais entre os períodos de coleta do Rio Sambaqui, Morretes, PR (Ponto 1: período seco (julho/2008 e julho/2009) e período chuvoso (Março/2008 e Dezembro/2008); Ponto 2: período seco (julho/2008 e julho/2009) e período chuvoso (Março/2008 e Dezembro/2008)).

	PT01 SECO	PT 01 CHUVOSO	PT 02 SECO	PT 02 CHUVOSO
Diversidade (H')	2,99	2,69	1,63	2,08
Riqueza (S)	13,64	11,50	6,67	9,54

A análise dos descritores não demonstrou diferença significativa para as teias tróficas entre os pontos e períodos de coleta ($p>0,05$) (Tab. 7). No entanto, quando analisadas em conjunto, as propriedades e as características ambientais, verificam-se diferenças para os descritores entre os pontos e períodos amostrados, como resposta à sazonalidade e a integridade biótica.

TABELA 7: Resultado da análise dos descritores utilizados para verificar as diferenças nas estruturas tróficas entre os pontos e períodos de seca e cheia do Rio Sambaqui, Morretes, PR (Ponto 1: período seco (julho/2008 e julho/2009) e período chuvoso (Março/2008 e Dezembro/2008); Ponto 2: período seco (julho/2008 e julho/2009) e período chuvoso (Março/2008 e Dezembro/2008)).

	PT 01 – SECO		PT 01 – CHUVOSO		PT 02 – SECO		PT 02 – CHUVOSO	
	n	Proporção	n	Proporção	n	Proporção	n	Proporção
Espécies tróficas	134		98		67		81	
Espécies basais	6	0,04	6	0,06	6	0,09	6	0,07
Espécies intermediárias	91	0,68	77	0,79	49	0,77	60	0,74
Espécies de topo	37	0,28	15	0,15	9	0,14	15	0,19
Proporção de onívoros	90	0,67	69	0,70	42	0,66	56	0,69
Níveis tróficos	4		4		4		4	
Comprimento máximo da teia	3		3		3		3	
Comprimento mínimo da teia	1		1		1		1	
Ligações tróficas	939		423		249		317	
Densidade de ligações	7,01		4,32		3,89		3,91	
Conectância	0,05		0,04		0,06		0,05	

Apesar de algumas análises não apresentarem diferenças significativas entre os períodos de coleta, as representações das estruturas tróficas, possibilitaram sugerir que há variações entre as mesmas (Fig. 13, 14, 15 e 16).

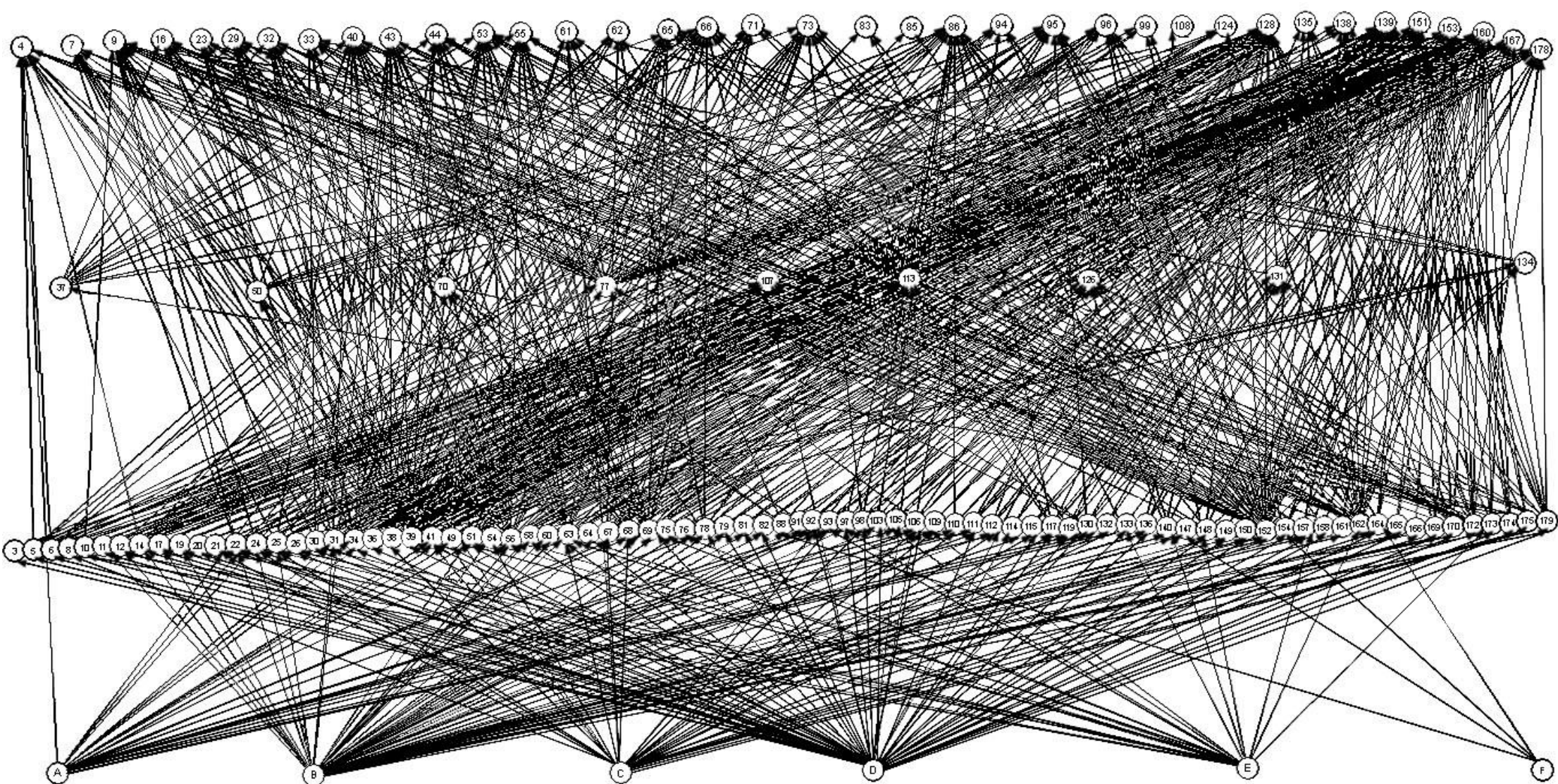


FIGURA 13: Teia trófica do ponto 1 no período seco (Julho/2008 e Julho/2009) do Rio Sambaqui, Morretes, PR (os números correspondentes aos taxa foram descritos na tabela 5).

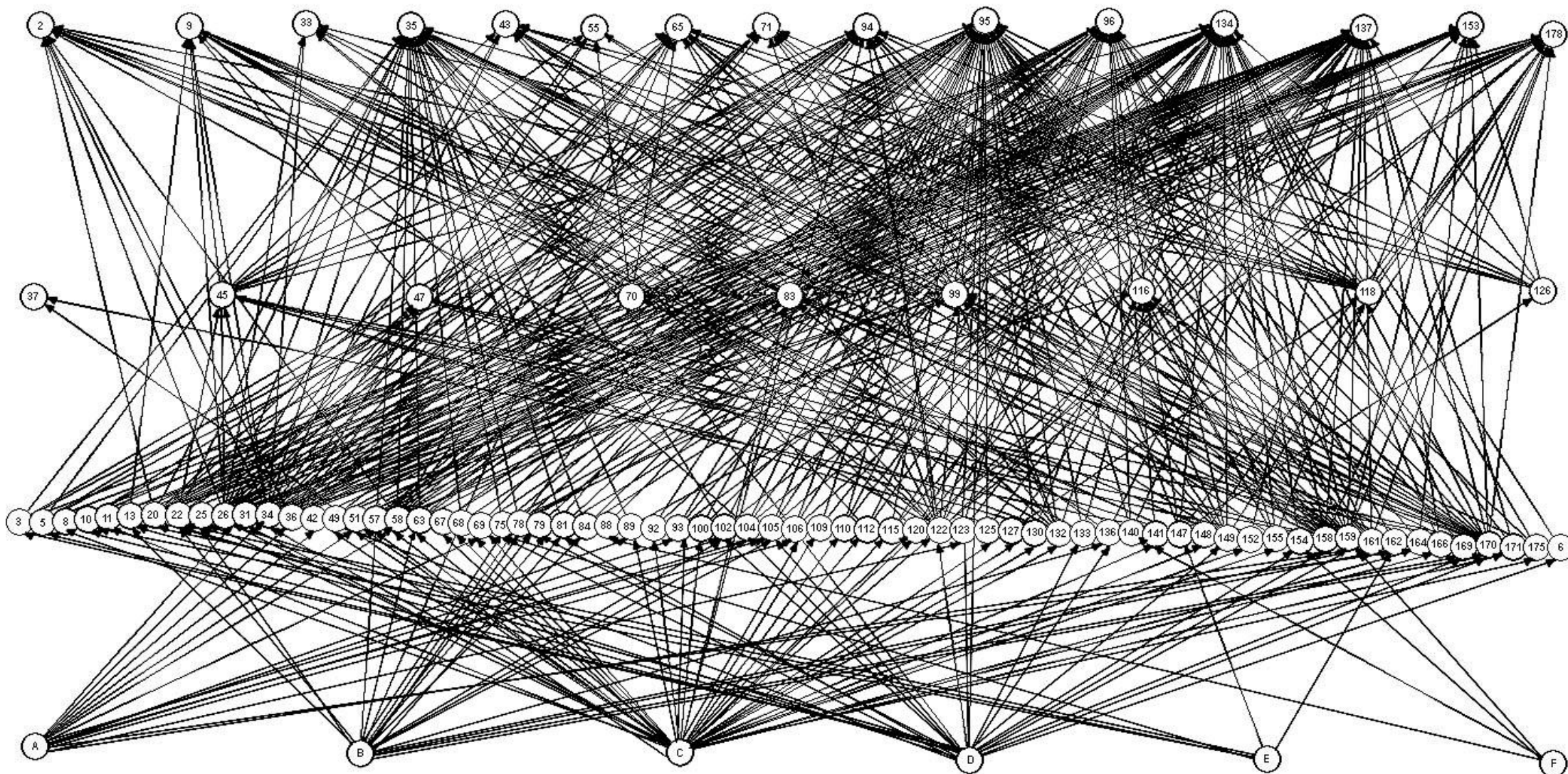


FIGURA 14: Teia trófica do ponto 1 no período chuvoso (Março/2008 e Dezembro/2009) do Rio Sambaqui, Morretes, PR (os números correspondentes aos taxa foram descritos na tabela 5).

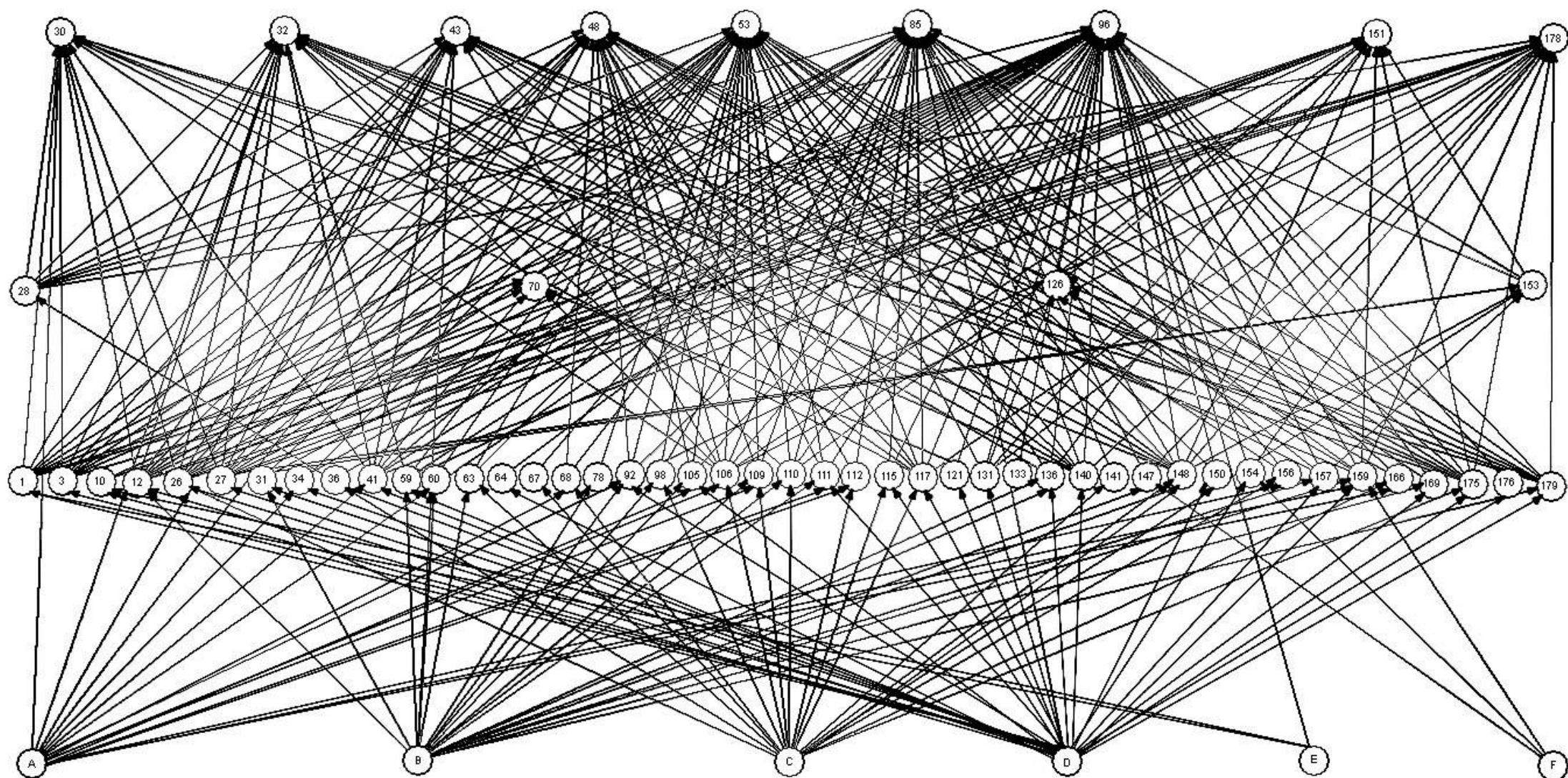


FIGURA 15: Teia trófica do ponto 2 no período seco (Julho/2008 e Julho/2009) do Rio Sambaqui, Morretes, PR (os números correspondentes aos taxa foram descritos na tabela 5).

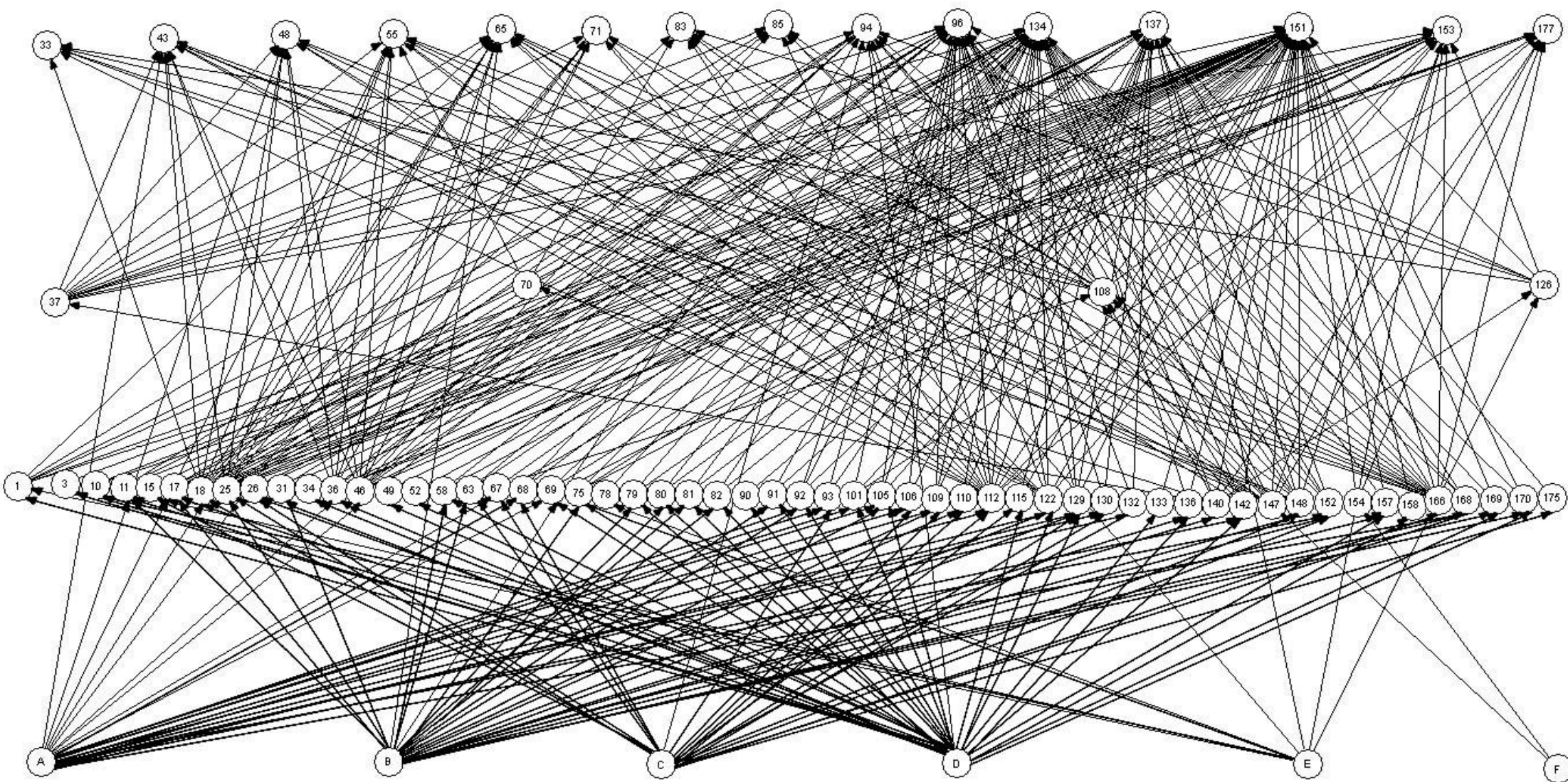


FIGURA 16: Teia trófica do ponto 2 no período chuvoso (Março/2008 e Dezembro/2008) do Rio Sambaqui, Morretes, PR (os números correspondentes aos taxa foram descritos na tabela 5).

Foi realizada uma correlação entre as propriedades das teias (Fig. 17) por meio da análise MDS (escalonamento multidimensional). As variáveis que estão circundadas estão correlacionadas, ou seja, quando as teias apresentam o comprimento máximo = 3 e comprimento mínimo = 1, há maior ocorrência de espécies intermediárias e onívoras, sendo que esta relação é referente à disponibilidade de recursos nos sistemas aquáticos. Também foi constatado, que quanto maior o valor de densidade de ligações, maior a proporção de espécies de topo.

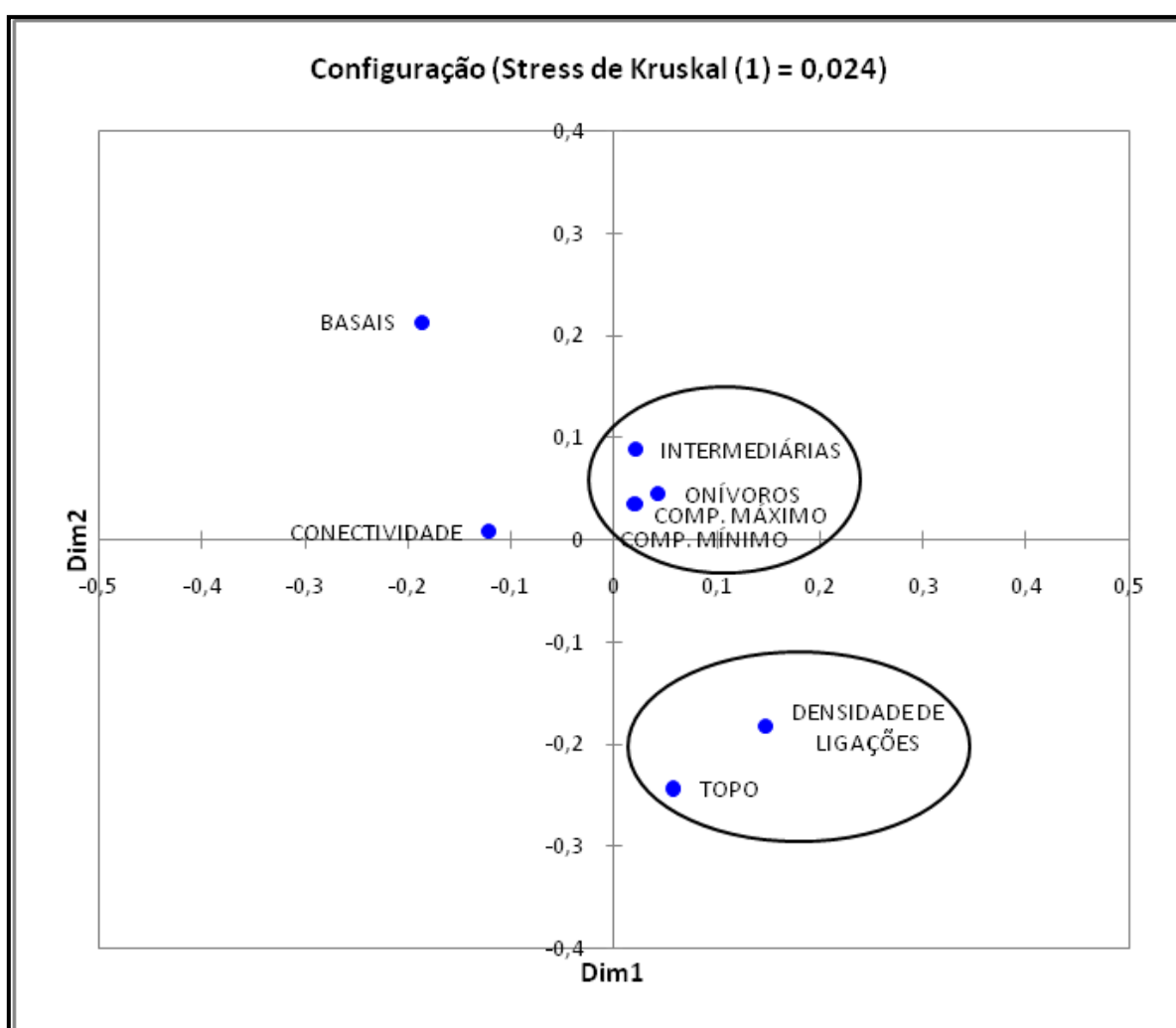


FIGURA 17: Diagrama da Análise do Método de Escalonamento Multidimensional (MDS), realizada para as propriedades das teias tróficas nos dois pontos e períodos de coleta do Rio Sambaqui, Morretes, PR (Ponto 1: período seco (julho/2008 e julho/2009) e período chuvoso (Março/2008 e Dezembro/2008); Ponto 2: período seco (julho/2008 e julho/2009) e período chuvoso (Março/2008 e Dezembro/2008)).

4 DISCUSSÃO

As alterações ambientais são importantes preditores na estruturação das comunidades biológicas (Sousa, 1984; Chesson, 1986). A extensão com que estas alterações variam pode ter ação reguladora nos processos abióticos e bióticos, interferindo nos padrões de estruturação das teias tróficas (Wiens, 1984).

O fluxo hídrico é o maior atributo físico característico dos ecossistemas aquáticos, o qual desempenha um papel central na ecologia dos sistemas dulcícolas. Este exerce um controle sobre importantes componentes estruturais nestes sistemas como: o volume do habitat, a velocidade da corrente, a geomorfologia do canal e a estabilidade do substrato (Poff & Ward, 1989).

No rio estudado, foi verificada maior ocorrência de macroinvertebrados no período seco, que pode estar relacionado ao menor volume de água, proporcionando melhores condições de colonização para os indivíduos nos dois pontos amostrais. No período chuvoso, o aumento do volume de água e da velocidade da corrente favoreceu que os organismos fossem removidos, reduzindo a sua ocorrência. Estes resultados corroboram com o estudo de Kikuchi & Uieda, 1998, no Córrego Itaúna, SP, que verificaram no período seco maior ocorrência de macroinvertebrados em relação ao período chuvoso.

O aumento da pluviosidade interferiu no padrão de estabilidade do ponto 1. Neste ponto, o aumento pluviométrico ocorre de forma vertical (superfície-sedimento), o qual contribui para o carreamento dos organismos e remoção dos substratos, resultando em um menor estabelecimento dos mesmos. Os valores de riqueza e diversidade são condizentes com os resultados de abundância que verificamos nos períodos das coletas para este ponto.

O ponto 2 apresenta maior interferência antrópica (práticas agrícolas e desmatamento), que reduz a área de cobertura vegetal e interfere no aporte de nutrientes. O período chuvoso determinou maior riqueza e diversidade em relação ao período seco. A diferença entre o período seco e chuvoso para o ponto 2, pode ser explicado pela ação das trombas d'água, que favorece o aumento do nível da água, assim como, maior conectividade com o ambiente terrestre de forma lateral (calha do rio – margem – planície aluvial), interferindo na estruturação das comunidades. Desta forma, foi verificado o aumento da

diversidade para o período chuvoso, devido à quebra de dominância por algumas espécies (Aranha, 2000). Gonçalves & Aranha (2004), detectaram os mesmos resultados para a taxocenose de macroinvertebrados, quando compararam o período seco e chuvoso na estruturação da comunidade do Rio Ribeirão, localizado em Paranaguá, PR. A ação das chuvas também deve contribuir na remoção dos nutrientes no ponto 2, disponibilizando maior oferta de recursos para os organismos, que resulta no maior número de indivíduos para este período. Além disso, nas áreas com redução da vegetação ripária, a vegetação pendente sobre a água pode ser parcialmente coberta com o aumento do volume da água no período chuvoso, oferecendo assim novos locais para abrigo e alimentação (Kikuchi & Uieda, 1998).

A dieta dos macroinvertebrados verificada entre os pontos e períodos amostrados, indica que a escala temporal interfere na preferência alimentar dos organismos aquáticos.

No ponto 1, a dieta dos macroinvertebrados foi similar para os dois períodos, com maior proporção de herbívoros, seguido de detritívoros, carnívoros e onívoros. Estes resultados sugerem a forte relação da cobertura vegetal com a grande ocorrência de organismos herbívoros neste ponto. O material alóctone disponível neste ponto também pode ser utilizado por microrganismos que auxiliam na fragmentação da matéria orgânica particulada grossa em matéria orgânica particulada fina, o qual poderá ser utilizado por organismos detritívoros. A menor proporção de carnívoros e onívoros demonstra que os organismos utilizam principalmente recurso alóctone e autóctone de origem vegetal e são mais especialistas quanto à dieta (Post *et al.*, 2000). Em relação à variação sazonal, verifica-se que a turbulência da água não é o único fator que atua na distribuição e preferência alimentar dos organismos, sendo que estes podem ficar agregados no mesmo lugar que os detritos das plantas para se alimentar e encontrar refúgio (Egglishaw, 1964).

No ponto 2, para o período seco, verificamos maior proporção de organismos detritívoros e onívoros, o que pode ser explicado pelo grande aporte de matéria orgânica particulada, e pelo fato deste ponto apresentar baixa heterogeneidade espacial e disponibilidade de habitats, desta forma os organismos podem ser considerados generalistas quanto à sua dieta. No período chuvoso, a proporção de herbívoros é maior em relação ao período

seco. Este resultado pode ser decorrente do aumento da tendência do drift, fenômeno que contribui para o carreamento dos recursos, comprometendo o seu estabelecimento e disponibilizando maior aporte de recursos vegetais, o qual favorece o hábito oportunista para alguns indivíduos. Neste ponto, a disponibilidade de recursos também pode ser atribuída à redução na cobertura vegetal e menor sombreamento, favorecendo os altos níveis de produção primária pelas algas (Wallace *et al.*, 1988).

A análise estatística para os descritores não apresentou diferença significativa para os pontos e períodos de coleta. No entanto, os dados biológicos permitiram identificar variações no número de espécies e interações tróficas, as quais interferiram diretamente na composição e na estrutura das teias alimentares.

A proporção de espécies basais, intermediárias, de topo e onívoras do ponto 1 no período seco, é divergente das proporções encontradas no período chuvoso, sendo que apenas a proporção de espécies de topo é maior para o período seco neste ponto.

No ponto 2, a proporção de espécies basais, intermediárias, de topo e onívoras, também diferem entre os períodos seco e chuvoso. Neste ponto, o período chuvoso apresenta maior proporção de espécies de topo e de espécies onívoras em relação ao período seco.

A maior ocorrência de espécies de topo para o ponto 1 no período seco e para o ponto 2 no período chuvoso é resultado da relação da maior riqueza de espécies, disponibilizando maior oferta de recursos na dieta dos macroinvertebrados. No entanto, a combinação da maior riqueza de espécies com a maior oferta de recursos, devido ao carreamento de nutrientes, determinou uma maior proporção de espécies onívoras no período chuvoso para o ponto 2, devido à competição por habitat e recursos, favorecendo o hábito oportunista.

A maior proporção de espécies basais e intermediárias para as outras amostras é consequência do aumento do fluxo hídrico no período chuvoso para o ponto 1, e redução da vegetação marginal para o ponto 2 no período seco. O carreamento de nutrientes e dos organismos aquáticos no período chuvoso para o ponto 1, também possibilitou a maior ocorrência de espécies onívoras,

devido à instabilidade ambiental que faz com que os organismos apresentem hábito generalista.

No ponto 1 a densidade de ligações indicou que, no período seco cada organismo realiza, em média, 7,01 ligações, enquanto no período chuvoso, 4,32 ligações. Já no ponto 2, no período chuvoso, os indivíduos realizam 3,91 ligações e no período seco 3,89, sendo que os pontos que apresentaram maior densidade de ligações foram os mesmos que obtiveram maior riqueza de espécies (ponto 1: período seco (134) e o ponto 2 no período chuvoso (81). Estes dados contribuem para demonstrar que a maior densidade de ligações nas teias tróficas, está intimamente relacionada com a riqueza de espécies, que contam com maior número de indivíduos que podem apresentar diferentes respostas às perturbações ambientais (Yachi & Loreau, 1999).

A conectância apresentou maior força de interação para os dois pontos no período seco. Enquanto, a menor força de interação foi verificada para ambos os pontos no período chuvoso. Com base nestes resultados, as teias tróficas no período seco para os dois pontos são mais complexas, quando comparadas com o período chuvoso.

Estes resultados demonstram que as condições locais acrescidas a interferência da sazonalidade provocam alterações na estruturação das teias tróficas. Calado (Cap. 1), avaliando a estrutura das teias tróficas de acordo com a escala espacial, demonstrou que quanto maior a complexidade nas teias tróficas, menor a diversidade, riqueza de espécies e estabilidade da comunidade. Esta relação não é apropriada quando considera-se a escala temporal.

Na escala temporal, os resultados para o ponto 1 não foram condizentes com esta hipótese, visto que este ponto no período seco apresentou maior diversidade e riqueza de espécies, assim como maior complexidade em relação ao período chuvoso.

A diversidade e a riqueza de espécies demonstram as respostas dos organismos para as flutuações ambientais. Steiner *et al.* (2006), afirmam que as comunidades que apresentam maior diversidade são mais resilientes, pois durante as perturbações, o efeito da seleção resulta em uma rápida dominância para algumas espécies, que contribui para que as mesmas apresentem diferentes respostas para os distúrbios ambientais.

As perturbações ambientais, como o aumento do fluxo hídrico pode aumentar a resistência ou a resiliência das espécies (Naeem, 1998; Petchey *et al.*, 1999). Portanto, a riqueza e a composição de espécies contribuem para a ocorrência destes mecanismos, assim como para a presença de interações de facilitação, influenciando a estabilidade dos ecossistemas aquáticos (Mulder *et al.*, 2001; Liancourt *et al.*, 2005). Desta forma, após a perturbação, a teia trófica para o período chuvoso foi desestruturada, reduzindo a sua complexidade, mas devido à resiliência, a comunidade de macroinvertebrados se manteve estável após o distúrbio.

No entanto, a teia trófica do ponto 2 no período seco foi mais complexa, com menores valores de diversidade e riqueza de espécies, em comparação ao período chuvoso. Isto pode ser explicado como resultado de condições mais favoráveis para a colonização e dominância de poucos organismos durante o período seco, porém menor disponibilidade de recursos responsável pela menor ocorrência das espécies. Desta forma, verificamos que a maior complexidade nas interações tróficas é favorecida em períodos com menor ocorrência de perturbações. Nesta situação, a diversidade e a riqueza de espécies não representam uma correlação causal com a conectividade das interações tróficas, as interações entre os organismos aquáticos são reguladas principalmente pelo fluxo hídrico. No período chuvoso, a maior riqueza, diversidade das espécies e disponibilidade de recursos permitem que um maior número de espécies realize o mecanismo de facilitação, o qual pode auxiliar na redução do efeito da competição e permitir a estabilidade do sistema (Bruno *et al.* 2003).

Segundo Mulder *et al.* (2001), as interações de facilitação entre as espécies podem auxiliar na redução dos efeitos do estresse ambiental, devido às aptidões que algumas espécies podem exibir a fim de melhorar as condições de sobrevivência para os elementos da comunidade.

As teias tróficas que contam com maior riqueza de espécies na comunidade de macroinvertebrados provavelmente contêm mais espécies que possam realizar o mecanismo de facilitação como resposta aos distúrbios (Bruno *et al.*, 2003). Portanto, muitas espécies podem ser mais resistentes ou resilientes às perturbações, pois apresentam interações de facilitação com outras espécies da comunidade (Downing & Leibold, 2010).

Desta forma, podemos concluir que nos dois trechos amostrados no rio Sambaqui, a sazonalidade atuou diretamente na estruturação das teias tróficas. O aumento do fluxo hídrico ocasionou a desestruturação das comunidades, mas como este evento é um fenômeno repetido nestes sistemas, muitos organismos aquáticos são considerados resilientes e permitem a manutenção de algumas interações tróficas. As características locais também influenciaram no padrão de estruturação da comunidade de macroinvertebrados, resultando em diferenças entre as teias tróficas.

5 REFERÊNCIAS

Aburaya, F.H. & Callil, C.T. Variação temporal de larvas de Chironomidae (Diptera) no Alto Rio Paraguai (Cáceres, Mato Grosso, Brasil). *Revista Brasileira de Zoologia*, 24 (3): 565-572, 2007.

Alencar, Y.B.; Hamada, N. & Magni-Darwich, S. Stomach content analysis of potential predators of Simuliidae (Diptera: Nematocera) in two lowland forest streams, Central Amazonia, Brazil. *Anais da Sociedade Entomológica do Brasil*, 28 (2): 327-332, 1999.

Andrade, H.T.A.; Santiago, A.S. & Medeiros, J.F. Estrutura da Comunidade de Invertebrados Bentônicos com Enfoque nos Insetos Aquáticos do Rio Piranhas-Assu, Rio Grande do Norte, Nordeste do Brasil. *EntomoBrasilis*, 1(3): 51-56, 2008.

Aranha, J.M.R. A influência da instabilidade ambiental na comunidade e estrutura trófica da ictiofauna de dois rios litorâneos. São Carlos, 2000. (Tese) Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais. Universidade Federal de São Carlos. 130 p.

Basch, P.F.A. Freshwater Limpet (Gastropoda: Pulmonata). Museum of Zoology, University of Michigan, 1959.

Batagelj, V. & Mrvar, A. Pajek – Program for Large Network Analysis. *Connections*, 21 (2): 47-57, 1998.

Benke, A.C.; Wallace, J.B.; Harrison, J.W. & Koebel, J.W. Food web quantification using secondary production analysis: predaceous invertebrates of the snag habitat in a subtropical river. *Freshwater Biology*, 46: 329-346, 2001.

Bruno, J.F.; Stachowicz, J.J. & Bertness, M.D. Inclusion of facilitation into ecological theory. *Trends in Ecology and Evolution*, 18 (3): 119–125, 2003.

Buckup, L. & Bond-Buckup, G. Os Crustáceos do Rio Grande do Sul. Porto Alegre: Editora da Universidade UFRGS, 1999.

Callisto, M. & Esteves, F.A. Categorização funcional dos macroinvertebrados bentônicos em quatro ecossistemas lóticos sob a influência das atividades de uma mineração de bauxita na Amazônia Central (Brasil). In Nessimian, J.L. & Carvalho, A.L. *Ecologia de Insetos Aquáticos. Oecologia Brasiliensis*, vol. V: 223-234, 1998.

Camilo, G.R. Food Web Analysis of macrobenthic riffle communities. Dissertação de Zoologia, 1992.

Carvalho, E.M. & Uieda, V.S. Diet of invertebrates sampled in leaf-bags incubated in a tropical headwater stream. *Zoologia*, 26 (4): 694-704, 2009.

Chacón, M.M. & Segnini, S. Reconocimiento Taxonomico de las Nayades del Orden Ephemeroptera en la Deriva de dos Rios de Alta Montaña en el Estado Merida, Venezuela. *Bol. Entomol. Venez. N.S.*, 11 (2): 103-122, 1996.

Chesson, P.L. Environmental variation and the Coexistence of Species. In Diamond, J. & Case T. (ed.), "Community ecology", Harper and Row, New York, pp. 240-256, 1986.

Clarke, K.R. & Gorley, R.N. *PRIMER v6: User manual/tutorial*. PRIMER-E, Plymouth, UK, 115 pp., 2006.

Cortezzi, S.S. Crescimento de *Thraulodes* sp. e evolução morfológica da cabeça e de peças bucais de Leptophlebiidae (Ephemeroptera): uma abordagem morfométrica. Botucatu, SP, 2009. Mestrado em Ciências Biológicas - Zoologia. 71 p.

Costa, J.M.; De Souza, L.O.I. & Oldrini, B.B. Chave para Identificação das Famílias e Gêneros das Larvas Conhecidas de odonata do Brasil: Comentários e Registros Bibliográficos (Insecta, Odonata). *Publicações Avulsas do Museu Nacional*, Rio de Janeiro, 99: 1- 44, 2004.

Da Silva, F.L.; Pauleto, G.M.; Talamoni, J.L.B. & Ruiz, S.S. Categorização funcional trófica das comunidades de macroinvertebrados de dois reservatórios na região Centro-Oeste do Estado de São Paulo, Brasil. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, Maringá, 31 (1): 73-78, 2009.

Da-Silva, E.R. Estratégias de adaptação das espécies de ephemeroptera às condições ambientais da restinga de Maricá, estado do Rio de Janeiro. In Nessimian, J.L. & Carvalho, A.L. (eds). *Ecologia de Insetos Aquáticos. Oecologia Brasiliensis*, vol. V: 29-40, 1998.

Dos Santos, M.B.L. & De Freitas, J.R. Consumo quantitativo e qualitativo de perifíton colonizado em substrato artificial, por *Biomphalaria tenagophila* (Gastropoda, Planorbidae). Memórias do Instituto Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 81 (4): 359-364, 1986.

Downing, A.L. & Leibold, M.A. Species richness facilitates ecosystem resilience in aquatic food webs. *Freshwater Biology*, 55 (10): 2123-2137, 2010.

Egglishaw, H.J. The distributional relationship between the bottom fauna and plant detritus in streams. *Journal of Animal Ecology*, 33: 463-476, 1964.

Finlay, J.C.; Khandwala, S. & Power, M.E. Spatial Scales of Carbon Flow in a River Food Web. *Ecology*, 83 (7): 1845-1859, 2002.

Gamboa, M.; Chácon, M.M. & Segnini, S. Diet composition of the mature larvae of four *Anacroneuria* species (Plecoptera: Perlidae) from the Venezuelan Andes. *Aquatic Insects* (en prensa), 2009.

Gil, M.A., Garelis, P.A. & Vallania, E.A. Hábitos alimentícios de larvas de *Polycentropus joergenseni* Ulmer, 1909 (Trichoptera: Polycentropodidae) en el río Grande (San Luis, Argentina). *Gayana*, 70(2): 206-209, 2006.

Gonçalves, F.B. & Aranha, J.M.R. Ocupação espaço-temporal pelos macroinvertebrados bentônicos na bacia do rio Ribeirão, Paranaguá, PR (Brasil). *Acta Biológica Paranaense*, Curitiba, 33: 181-191, 2004.

Goulart, M. & Callisto, M. Mayfly distribution along a longitudinal gradient in Serra do Cipó, southeastern Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 17(1): 1-13, 2005.

Hammer, Ø.; Harper, D. A. T. & Ryan, P. D. PAST - PALaeontological STatistics, version 1.89. World Wide Web electronic publication, accessible at <http://folk.uio.no/ohammer/past/past.pdf>, 2007.

Henriques-Oliveira, A.L.; Nessimian, J.L. & Dorvillé, L.F.M. Feeding habits of Chironomid larvae (Insecta: Diptera) from a stream in the Floresta da Tijuca, Rio de Janeiro, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, São Carlos, 63 (2): 269-281, 2003.

Junk, W.J. Áreas inundáveis – Um desafio para Limnologia. *Acta Amazonica*, 10: 775-795, 1980.

Keiper, J.B. & Foote, B.A. Biology and Larval Feeding Habits of Coexisting Hydroptilidae (Trichoptera) from a Small Woodland Stream in Northeastern Ohio. *Annals of the Entomological Society of America*, 93 (2): 225-234, 2000.

Kikuchi, R.M. & Uieda, V.S. Composição da comunidade de invertebrados de um ambiente lótico tropical e sua variação espacial e temporal. In Nessimian,

J.L. & Carvalho, A.L. (Eds). Ecologia de Insetos Aquáticos. Oecologia Brasiliensis, vol. V: 157-173, 1998.

Liancourt, P.; Callaway, R.M. & Michalet, R. Stress tolerance and competitive-response ability determine the outcome of biotic interactions. Ecology, 86 (6): 1611-1618, 2005.

Lopretto, E.C. & Tell, G. Ecosistemas de aguas continentales – Metodologias para su estudio. Ediciones Sur: La Plata, Tomo II e III, p. 1401, 1995.

Mathuriau, C. & Chauvet, E. Breakdown of leaf litter in a neotropical stream. Journal of the North American Benthological, 21(3): 384 – 396, 2002.

Mccafferty, W.P. Aquatic Entomology - The Fishermen's and Ecologists' Illustrated Guide to Insects and Their Relatives. Inc, Boston: Jones and Bartlett Publishers, 1981.

Merrit, R.W. & Cummins, K.W. An introduction to the aquatic insects of North America, 3.ed. Kendall/Hunt Publishing Company, Dubuque, 722p, 1996a.

Merrit, R.W. & Cummins, K.W. Trophic relations of macroinvertebrates. In: Hauer, F.R.; Lamberti, G.A. Methods in stream ecology. Academic Press, San Diego, 1996b.

Moreira, S.S. & Zuanon, J. Dieta de *Retroculus lapidifer* (Perciformes: Cichlidae), um peixe reofílico do rio Araguaia, estado do Tocantins, Brasil. Acta Amazônica, 32 (4): 691-705, 2002.

Motta, R.L. & Uieda, V.S. Diet and trophic groups of an aquatic insect community in a tropical stream. Brazilian Journal of Biology, 64(4): 809-817, 2004.

Mugnai, R.; Nessimian, J.L. & Baptista, D.F. Manual de Identificação de Macroinvertebrados Aquáticos do Estado do Rio de Janeiro. Technical Books Editora. Rio de Janeiro, 1 ed., 176 p., 2010.

Mulder C.P.H.; Uliassi, D.D. & Doak D.F. Physical stress and diversity-productivity relationships: The role of positive interactions. Proceedings of the National Academy of Sciences, U.S.A., 98: 6704-6708, 2001.

Naeem, S. Species redundancy and ecosystem reliability. Conservation Biology, 12 (1): 39-45, 1998.

Nieser, N. & De Melo, A. L. Os heterópteros aquáticos de Minas Gerais. Guia Introdotório com chave de Identificação para as espécies de Nepomorpha e Gerromorpha. Belo Horizonte: Editora UFMG, MG, 1997.

Oliveira, L.G.; Bispo, P.C.; Crisci, V.L. & Sousa, K.G. Distribuições de categorias funcionais alimentares de larvas de Trichoptera (Insecta) em uma

região serrana do Brasil Central. *Acta Limnologica Brasiliensis*, 11 (2): 173-183, 1999.

Paunović, M.; Jakovčev-Todorović, D.; Simić, V.; Stojanović, B. & Petrović, A. Trophic relations between macroinvertebrates in the Vlasina River (Serbia). *Archives of Biological Sciences, Belgrade*, 58 (2): 105-114, 2006.

Pereira, C.R.D.; Anderson, N.H. & Dudley, T. Gut content analysis of aquatic insects from wood substrates. Entomology Department Oregon State University, Corvallis, OR, 1982.

Pérez, G. R. Guia para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos Del Departamento de Antioquia. Editorial Presencia Ltda, Bogotá, 1988.

Petchey, O.L.; McPhearson, P.T.; Casey, T.M. & Morin, P.J. Environmental warming alters food-web structure and ecosystem function. *Nature*, 402: 69–72, 1999.

Poff, N.L. & Ward, J.V. Implications of streamflow variability and predictability for lotic community structure: a regional analysis of streamflow patterns. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 46: 1805-1818, 1989.

Polegatto, C.M. & Froehlich, C.G. Functional morphology of the feeding apparatus of the nymph of *Farrodes* sp. (Ephemeroptera: Leptophlebiidae). *Acta Zoologica (Stockholm)*, 82: 165-175, 2001.

Polis, G. A.; Holt, R. D.; Menge, B. A. & Winemiller, K. O. Temporal and spatial components of food webs. In *Food Webs: Integration of Patterns and Dynamics* (Polis, G. A. & Winemiller, K. O., eds). Chapman & Hall, New York, pp. 435–460, 1996.

Polis, G.A.; Anderson, W.B. & Holt, R.D. Toward an Integration of Landscape and Food Web Ecology: The Dynamics of Spatially Subsidized Food Webs. *Annual Review of Ecology Systematics*, 28: 289-316, 1997.

Post, D. M.; Pace, M. L. & Hairston, N. G. Ecosystem size determines food-chain length in lakes. *Nature*, 405: 1047-1049, 2000.

Ramírez, A.; Paaby, P.; Pringle, C.M. & Agüero, G. Effect of habitat type on benthic macroinvertebrates in two lowland tropical streams, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 46 (6): 201-213, 1998.

Robinson, C. T.; Tockner, K. & Ward, J. V. The fauna of dynamic riverine landscapes. *Freshwater Biology*, 47: 661–677, 2002.

Rogers, J.S. The life history of *Megistocera longipennis* (Macquart) (Tipulidae, Diptera), a member of the neuston fauna. *Museum of Zoology University of Michigan*, n. 521, 1949.

Schneider, D.W. Predation and food web structure along a habitat duration gradient. *Oecologia*, 10 (4): 567-575, 1997.

Silveira, M. P; Queiroz, J. F. & Boeira, R. C. Protocolo de coleta e preparação de amostras de macroinvertebrados bentônicos em riachos. Comunicado Técnico 19. Embrapa, Jaguariúna, 2004.

Sousa, W.P. The Role of Disturbance in Natural Communities. *Annual Review of Ecology Systematics*, 15: 353-365, 1984.

Stark, B.P. & Zúñiga, M. The *Anacroneuria guambiana* complex of South America (Plecoptera: Perlidae). In E. Gaino (ed) *Research Update on Ephemeroptera & Plecoptera*. Universidad de Perugia, Perugia, Italia, p. 229-237, 2003.

Steiner, C.F.; Long, Z.T.; Krumins, J.A. & Morin, P.J. Population and community resilience in multitrophic communities. *Ecology*, 87 (4): 996-1007, 2006.

Tavares-Cromar, A.F. & Williams, D.D. The importance of temporal resolution in food web analysis: evidence from a detritus-based stream. *Ecological Monographs*, 66 (1): 91-113, 1996.

Tomanova, S.; Goitia, E. & Helesic, J. Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams. *Hydrobiologia*, 556: 251-264, 2006.

Townsend, C.R; Thompson, R.M.; McIntosh, A.R.; Kilroy, C.; Edwards, E. & Scarsbrook, M.R. Disturbance, resource supply, and food-web architecture in streams. *Ecology Letters*, 1(3): 200-209, 1998.

Trivinho-Strixino, S. & Strixino, G. Larvas de Chironomidae (Diptera) do Estado de São Paulo - Guia de Identificação e Diagnose dos Gêneros. Editora da Universidade de São Carlos. São Carlos, São Paulo, 1995.

Trivinho-Strixino, S. & Strixino, G. Two new species of *Goeldichironomus* Fittkau from southeast Brazil (Diptera, Chironomidae). *Revista Brasileira de Entomologia*, vol. 49, n. 4, 2005.

Wallace, J. B.; Benke, A. C.; Lingle, A. H. & Parsons, K. Trophic pathways of macroinvertebrate primary consumers in subtropical blackwater streams. *Archives of Hydrobiology*, 74: 423-451, 1987.

Wallace, J.B.; Gurtz, M.E. & Smith-Cuffney, F. Long-term comparisons of insect abundances in disturbed an undisturbed Appalachian headwater streams. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie*, 23 (2): 1224-1231, 1988.

Walshe, B.M. The feeding habits of certain chironomid larvae (subfamily Tendipedinae). *Proceedings of the Zoological Society of London*, 121(1): 63-79, 2009.

Ward J.V. The four-dimensional nature of lotic ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society*, 8 (1): 2-8, 1989.

Wiens, J.A. On understanding a non-equilibrium world: myth and reality in community patterns and processes. In D.R. Strong Jr., D. Simberloff, L.G. Abele, and A.B. Thistle (ed) *Ecological communities: conceptual issues and the evidence*. Princeton University Press, Princeton, NJ, pp. 439-457, 1984.

Wiggins, G. B. *Larvae of the North American Caddisfly Genera (Trichoptera)*. Toronto: University of Toronto Press, 2 ed., 1996.

Wiggins, G.B. & Mackay, R.J. Some relationships between systematics and trophic ecology in nearctic aquatic insects, with special reference to trichoptera. *Ecology*, 59 (6): 1211-1220, 1978.

Winemiller, K.O. & Jepsen, D.B. Effects of seasonality and fish movement on tropical river food webs. *Journal of Fish Biology*, 53: 267-296, 1998.

Woodward, G.; Speirs, D.C. & Hildrew, A.G. Quantification and Resolution of a Complex, Size-Structured Food Web. *Advances in Ecological Research*. Vol 36, 2005.

Yachi, S. & Loreau, M. Biodiversity and ecosystem productivity in a fluctuating environment: The insurance hypothesis. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 96: 1463-1468, 1999.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O Rio Sambaqui pode ser considerado um sistema estruturado, apesar das variações na composição das teias alimentares ao longo da escala espaço-temporal, as estruturas tróficas se mantiveram bem conectadas.

Ao longo do gradiente longitudinal, foi verificada influência da integridade da paisagem para as interações entre os organismos nas teias alimentares. Os maiores valores de riqueza, diversidade e abundância dos organismos, foram verificados no ponto 1, devido a sua maior heterogeneidade de habitat, fluxo da correnteza e menor interferência antrópica, os quais contribuem para a sua integridade funcional e maior amplitude na dieta de macroinvertebrados. Enquanto no ponto 2, a redução da cobertura vegetal, despejo de efluentes domésticos e as práticas agrícolas decorrentes da interferência antrópica, assim como a predominância do substrato areia colaboraram com a redução na ocorrência dos indivíduos, que utilizam principalmente recurso autóctone e detritos provenientes de trechos a montante. A análise das teias tróficas de acordo com a escala espacial, demonstrou maior conectividade nas interações alimentares dos organismos no ponto 2, resultando em uma maior instabilidade quando comparado com o ponto 1. Estes resultados podem ser decorrentes do maior número de espécies tróficas no ponto 1 em relação ao ponto 2, pois interfere na estruturação e estabilidade das teias alimentares. O aumento do fluxo hídrico também provocou alterações na composição e na dieta da comunidade de macroinvertebrados. As teias tróficas no período seco (ponto 1 e ponto 2) apresentaram maior força de interação, em relação ao período chuvoso nos dois pontos de coleta. A menor intensidade pluviométrica proporciona locais mais estáveis para a colonização e estruturação trófica, além de, possivelmente, melhores formas de explorar os recursos disponíveis.

Nos dois locais amostrados foi verificado que a cobertura vegetal e a sazonalidade interferem na densidade de ligações realizadas pelos organismos aquáticos, sendo que estas são favorecidas em locais com maior integridade ambiental e que oferecem condições mais estáveis para o desenvolvimento dos organismos aquáticos.

A estabilidade das interações alimentares nos ecossistemas dulcícolas é verificada devido à presença de mecanismos exibidos pelos organismos

aquáticos como: *turnover*, resiliência, resistência e facilitação, os quais estão fortemente associados às perturbações ambientais, pois auxiliam na redução dos efeitos do estresse ambiental por possibilitarem a manutenção das estruturas tróficas.